

Böhme, Juliane

Entwicklung einer Trinkwasseraufbereitungsanlage unter Anwendung  
einfacher und kostengünstiger Verfahren

DIPLOMARBEIT

HOCHSCHULE MITTWEIDA

---

UNIVERSITY OF APPLIED SCIENCES

Fakultät

Mathematik/Naturwissenschaften/Informatik

Mittweida, 2010

Böhme, Juliane

Entwicklung einer Trinkwasseraufbereitungsanlage unter Anwendung  
einfacher und kostengünstiger Verfahren

eingereicht als

DIPLOMARBEIT

an der

HOCHSCHULE MITTWEIDA

---

UNIVERSITY OF APPLIED SCIENCES

Fakultät

Mathematik/Naturwissenschaften/Informatik

Mittweida, 2010

Erstprüfer: Prof. Dr. rer. nat. P. Radehaus

Zweitprüfer: Dipl.-Ing. J. Harsányi

Vorgelegte Arbeit verteidigt am: 22.03.2010

## **Bibliografische Beschreibung:**

Böhme, Juliane:

Entwicklung einer Trinkwasseraufbereitungsanlage unter Anwendung einfacher und kostengünstiger Verfahren. - 2010. 129 S. Mittweida. Hochschule Mittweida – University of Applied Sciences, Fakultät Mathematik/Naturwissenschaften/Informatik, Diplomarbeit, 2010

## **Referat:**

Die vorliegende Diplomarbeit setzt sich mit der Thematik der Trinkwasseraufbereitung auseinander, wobei eine Trinkwasseraufbereitungsanlage unter Anwendung einfacher und kostengünstiger Verfahren theoretisch entwickelt und eine Versuchsanlage aufgebaut werden sollte.

In den Grundlagen werden die verschiedenen in der Versuchsanlage angewendeten Verfahren erläutert. Anschließend wird die Versuchsanlage vorgestellt.

Um die Reinigungswirkung des Versuchsaufbaus zu beurteilen, wurden zwei Versuche durchgeführt. Im ersten Versuch wurden ausgewählte Verfahrensstufen unabhängig voneinander auf die Aufbereitungswirkung untersucht. Die Ergebnisse dieses Versuches wurden in den Versuch 2 eingearbeitet, in dem die Reinigungswirkung der gesamten Versuchsanlage ermittelt wurde. Durch die Analyse chemischer Parameter wurde die Wasserqualität des Ablaufes mit der des Zulaufes verglichen und beurteilt.

## Dank

Die Diplomarbeit wurde bei der G.U.B. Ingenieur AG mit der Thematik der „Entwicklung einer Trinkwasseraufbereitungsanlage unter Anwendung einfacher und kostengünstiger Verfahren“ erarbeitet.

Mein besonderer Dank gilt Frau Prof. Radehaus für die Unterstützung während des Studiums und speziell während der Diplomarbeit. Ich möchte mich bedanken, dass sie mir bei verschiedensten Problemstellungen geholfen und die Nutzung der Laborräume ermöglicht hat.

Mein Dank gilt der G.U.B. Ingenieur AG, die mir die Möglichkeit und Unterstützung gegeben hat, in ihrem Unternehmen zu diplomieren. Auch für die Überlassung des Themas bin ich sehr dankbar. Die Betreuung durch das Unternehmen erfolgte durch Frau Dipl.-Ing. Harsányi. Bei ihr möchte ich mich für die Unterstützung über den gesamten Bearbeitungszeitraum, für ihre Hilfestellung bei Problemen und Diskussionen bedanken. Weiterhin möchte ich mich bei Herrn Dr.-Ing. Hubrig für die Hilfsbereitschaft bei Fragestellungen bedanken.

Herrn Dr.-Ing. Kayser, Frau Dipl.-Ing. Kluttig und Frau Dipl.-Ing. (FH) Liepelt vom Internationalen Hochschulinstitut Zittau IHI danke ich für ihre Unterstützung bei der Bereitstellung der Materialien zum Aufbau der Anlage. Auch für die Hinweise bei Diskussionen bin ich ihnen sehr dankbar.

Herrn Dr.-Ing. Krüger von der Gesellschaft zur Förderung von Medizin-, Bio- und Umwelttechnologien GMBU e.V. danke ich vielmals für der Bereitstellung und Bestellung von Anlagenzubehör. Weiterhin möchte ich mich für die Hilfestellung bei Problemen und anlagentechnischen Fragestellungen bedanken.

Auch bei Frau Dipl.-Ing. Feik (FH) und Herrn M. Sc. Dipl.-Ing. (FH) Kretschmer möchte ich mich für die Unterstützung bei Laborarbeiten in den Räumen der Hochschule Mittweida und für die anregenden Diskussionen bedanken.

Bei Frau Dr. Ölsner möchte ich mich für die Bereitstellung von Chemikalien herzlich bedanken.

Weiterhin gilt mein Dank den Wasserwerken Zwickau, die mir für meine Arbeit Belebtschlamm zur Verfügung gestellt haben.

Ebenso möchte ich mich bei allen Mitarbeitern der G.U.B. Ingenieur AG bedanken. Sie haben mich sehr freundlich in ihr Team aufgenommen und mich bei meiner Arbeit unterstützt.

Auch bei Frau Dipl.-Ing. (FH) Hohl und Herrn Dipl.-Ing. (FH) Schneider möchte ich mich für die schöne Studienzeit bedanken.

Mein besonderer Dank gilt meiner Familie und meinen Freunden, die mich während des Studiums stetig unterstützt haben.

## **Inhalt**

<b>Liste der Symbole und Abkürzungen</b>	<b>IV</b>
<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>V</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>VIII</b>
<b>Vorwort</b>	<b>1</b>
<b>Aufgabenstellung</b>	<b>4</b>
<b>1 Rohwassergewinnung</b>	<b>5</b>
1.1 Vorbemerkungen	5
1.2 Mögliche Rohwasserquellen	6
1.2.1 Grundwasser	7
1.2.2 Oberflächenwässer	8
1.3 Entnahmemöglichkeiten des Rohwassers	12
<b>2 Rohwasseraufbereitungsverfahren</b>	<b>14</b>
2.1 Vorbemerkungen	14
2.2 Physikalische Verfahren	16
2.2.1 Sedimentation	16
2.2.2 Filtration	17
2.3 Chemische Verfahren	20
2.3.1 Enteisung	20
2.3.2 Entmanganung	20
2.4 Biologische Verfahren	22
2.4.1 Ammonifikation	22
2.4.2 Nitrifikation	22
2.4.3 Denitrifikation	25
2.4.4 Abbau von Kohlenstoffverbindungen	27
2.4.5 Bioreaktoren	28

---

<b>3</b>	<b>Material</b>	<b>32</b>
3.1	Geräte für den Aufbau der Versuchsanlage	32
3.2	Material für die Versuche	34
3.2.1	Material für alle Versuche	34
3.3	Material für den Vorversuch	36
3.4	Material für die Versuche 1 und 2	37
3.5	Material für Versuch 2	40
<b>4</b>	<b>Beschreibung der Versuchsanlage</b>	<b>42</b>
4.1	Aufbauprinzip	42
4.2	Aggregate	43
4.2.1	Vorratsgefäß des Zulaufes (A)	43
4.2.2	Sedimentationsbecken (C)	43
4.2.3	Mehrschichtfilter (D)	43
4.2.4	Bioreaktor (E)	44
4.2.5	Feinsandfilter (F)	45
4.2.6	Auffanggefäß (G)	45
<b>5</b>	<b>Vorversuch: Prüfung der mikrobiellen Aktivität</b>	<b>50</b>
5.1	Vorbemerkungen	50
5.2	Methode	51
5.3	Ergebnisse	53
5.4	Auswertung	54
<b>6</b>	<b>Versuch 1: Untersuchung der einzelnen Anlagenteile auf ihre Reinigungswirkung</b>	<b>56</b>
6.1	Vorbemerkungen	56
6.2	Methoden	57
6.2.1	Sedimentationsbecken	57
6.2.2	Filtrationseinheit	58
6.2.3	Bioreaktor	58
6.2.4	Analyse der chemischen Parameter	59
6.3	Darstellung und Auswertung der Ergebnisse des Versuchs 1	60
6.3.1	Sedimentationsbecken	60
6.3.2	Filtrationseinheit	69
6.3.3	Bioreaktor	78

---

---

<b>7</b>	<b>Versuch 2: Untersuchung der Reinigungswirkung der Gesamtversuchsanlage</b>	<b>87</b>
7.1	Vorbemerkungen	87
7.2	Methoden	88
7.2.1	Ermittlung des Volumenstroms	88
7.2.2	Analyse der chemischen Parameter	89
7.2.3	Untersuchung des Wassers auf die biologische Belastung	90
7.2.4	Untersuchung des Biofilms des Trägermaterials	90
7.3	Darstellung und Auswertung der Ergebnisse des Versuchs 2	92
7.3.1	Untersuchung des Wassers auf chemische Parameter	92
7.3.2	Untersuchung des Wassers auf biologische Belastung	103
7.3.3	Untersuchung des Biofilms des Trägermaterials	113
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>115</b>
<b>9</b>	<b>Ausblick</b>	<b>117</b>
<b>10</b>	<b>Literatur</b>	<b>120</b>
<b>Anhang 1:</b>	<b>Messwerte</b>	<b>i</b>
	Messwerte des Versuchs 1	i
	Messwerte des Versuchs 2	iv
<b>Anhang 2:</b>	<b>Produktübersicht</b>	<b>v</b>
	<b>Erklärung</b>	

---

## Liste der Symbole und Abkürzungen

### Liste der Symbole

Symbol	Bedeutung	Einheit
$\tau$	hydraulische Verweilzeit	h
$V_R$	Volumen des Reaktors	m <sup>3</sup>
$\dot{V}$	Volumenstrom	m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup>
t	Zeit	h
s	Weg	M
v	Geschwindigkeit	m s <sup>-1</sup>
LF	Leitfähigkeit	μS cm <sup>-1</sup>
r	Radius	m
h	Höhe	m

### Liste der Abkürzungen

ATP	Adenosintriphosphat
BSB <sub>5</sub>	Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
KbE	Kolonie bildende Einheit
DNS	Desoxyribonukleinsäure
g oTS	Gramm organische Trockensubstanz
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
TTC	2,3,5-Triphenyltetrazoliumchlorid
TVO	Trinkwasserverordnung vom 21.05.2001, seit 01.01.2003 in Kraft
UV	ultraviolett
WECF	Women in Europe for a Common Future
WHO	Weltgesundheitsorganisation
WRMG	Wasch- und Reinigungsmittelgesetz vom 29. April 2007



## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Übersicht über die Rohwasserquellen .....	6
Abbildung 2:	„India Mark II“ in Betrieb (UNICEF-c, 2009) .....	12
Abbildung 3:	Übersicht der Rohwasseraufbereitungsverfahren .....	15
Abbildung 4:	Darstellung des vereinfachten Verfahrensschemas der Versuchsanlage .....	42
Abbildung 5:	Theoretischer Aufbau der Versuchsanlage .....	46
Abbildung 6:	Aufgebaute Versuchsanlage .....	47
Abbildung 7:	Entnahmestelle des Wassers aus dem Moritzbach .....	48
Abbildung 8:	Versuchsaufbau der Prüfung der mikrobiellen Aktivität .....	52
Abbildung 9:	Überprüfung der mikrobiellen Aktivität durch Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs .....	53
Abbildung 10:	Eisenkonzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1 .....	60
Abbildung 11:	Mangankonzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1 .....	61
Abbildung 12:	Ammoniumkonzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1 .....	62
Abbildung 13:	Nitritkonzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1 .....	63
Abbildung 14:	Nitratkonzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1 .....	63
Abbildung 15:	Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1 .....	64
Abbildung 16:	CSB-Konzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1 .....	65
Abbildung 17:	Phosphatkonzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1 .....	66
Abbildung 18:	Wasserhärte-Konzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1 .....	67
Abbildung 19:	Calciumionenkonzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1 .....	67
Abbildung 20:	Magnesiumionenkonzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1 .....	68
Abbildung 21:	Eisenkonzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten im Versuch 1 .....	69
Abbildung 22:	Mangankonzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1 .....	70
Abbildung 23:	Ammoniumkonzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1 .....	71
Abbildung 24:	Nitritkonzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1 .....	72
Abbildung 25:	Nitratkonzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1 .....	73
Abbildung 26:	Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1 .....	73
Abbildung 27:	CSB-Konzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1 .....	74
Abbildung 28:	Phosphatkonzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1 .....	75
Abbildung 29:	Wasserhärte-Konzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1 ...	76
Abbildung 30:	Calciumionenkonzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1 ...	76
Abbildung 31:	Magnesiumionenkonzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1 .....	77

Abbildung 32:	Eisenkonzentrationen bei unterschiedlichen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1 .....	78
Abbildung 33:	Mangankonzentrationen bei unterschiedlichen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1 .....	79
Abbildung 34:	Ammoniumkonzentrationen bei verschiedenen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1 .....	80
Abbildung 35:	Nitritkonzentrationen bei verschiedenen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1 .....	80
Abbildung 36:	Nitratkonzentrationen bei verschiedenen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1 .....	81
Abbildung 37:	Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen bei verschiedenen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1 .....	81
Abbildung 38:	CSB-Konzentrationen bei verschiedenen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1 .....	83
Abbildung 39:	Phosphatkonzentrationen bei unterschiedlichen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1 .....	84
Abbildung 40:	Wasserhärte-Konzentrationen bei unterschiedlichen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1 .....	85
Abbildung 41:	Calciumionenkonzentrationen bei unterschiedlichen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1 .....	85
Abbildung 42:	Magnesiumionenkonzentrationen bei unterschiedlichen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1 .....	86
Abbildung 43:	Eisenkonzentrationen der gesamten Versuchsanlage im Versuch 2 .....	92
Abbildung 44:	Braunfarbige Ablagerungen auf den Styroporkugeln .....	93
Abbildung 45:	Braunfarbiger Überzug des im Bioreaktor eingesetzten Siebes .....	93
Abbildung 46:	Mangankonzentrationen der gesamten Versuchsanlage im Versuch 2 .....	94
Abbildung 47:	Ammoniumionenkonzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2 .....	95
Abbildung 48:	Nitritkonzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2 .....	95
Abbildung 49:	Nitratkonzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2 .....	96
Abbildung 50:	Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2 .....	96
Abbildung 51:	CSB-Konzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2 .....	97
Abbildung 52:	Phosphatkonzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2 .....	98
Abbildung 53:	Wasserhärte-Konzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2 .....	99
Abbildung 54:	Calciumionenkonzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2 .....	99
Abbildung 55:	Magnesiumionenkonzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2 .....	100
Abbildung 56:	Abgesetzte Schwebstoffe im Sedimentationsbecken .....	101
Abbildung 57:	Berechnete Gesamtkeimzahl im Versuch 2 .....	105

Abbildung 58:	Gesamtkeimzahl im Zulauf der Messung 2.....	106
Abbildung 59:	Gesamtkeimzahl im Ablauf der Messung 2 .....	106
Abbildung 60:	Gesamtkeimzahl im Zulauf der Messung 3.....	106
Abbildung 61:	Gesamtkeimzahl im Ablauf der Messung 3 .....	106
Abbildung 62:	Gesamtkeimzahl im Zulauf der Messung 5.....	106
Abbildung 63:	Gesamtkeimzahl im Ablauf der Messung 5 .....	106
Abbildung 64:	Berechnete Keimzahl Enterobacteriaceae .....	108
Abbildung 65:	Zahl der Enterobacteriaceae im Zulauf der Messung 2.....	109
Abbildung 66:	Zahl der Enterobacteriaceae im Ablauf der Messung 2 .....	109
Abbildung 67:	Zahl der Enterobacteriaceae im Zulauf der Messung 3.....	109
Abbildung 68:	Zahl der Enterobacteriaceae im Zulauf der Messung 3.....	109
Abbildung 69:	Zahl der Enterobacteriaceae im Zulauf der Messung 5.....	109
Abbildung 70:	Zahl der Enterobacteriaceae im Ablauf der Messung 5 .....	109
Abbildung 71:	Biofilmbildung im Schlauch.....	111
Abbildung 72:	Unbenutzte Styroporkugeln.....	113
Abbildung 73:	Belag auf den Styroporkugeln .....	113
Abbildung 74:	SkyHydrant von Siemens Water Technologies zur Trinkwassergewinnung .....	vi
Abbildung 75:	Darstellung des LifeStraw (Schröder, 2006) .....	vii
Abbildung 76:	Eine Frau bei Benutzung des LifeStraw an einer Wasserquelle (Schröder, 2006)....	vii
Abbildung 77:	Watercone® im Einsatz über einem aufgeschwemmten Boden (MAGE Water Management, 2008).....	viii
Abbildung 78:	Schematische Darstellung der MidiSal Anlage .....	x
Abbildung 79:	Zur Entkeimung in die Sonne gelegte, mit Wasser befüllte PET-Flaschen nach dem SODIS-Verfahren (EAWAG, 2010) .....	xiii

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht der die Sedimentation beeinflussenden Faktoren.....	16
Tabelle 2:	Übersicht über die Einteilung der Filter nach verschiedenen Kriterien (nach Mutschmann, 2007).....	18
Tabelle 3:	Übersicht über die Einflussfaktoren für die Nitrifikation (WABAG, 1996).....	24
Tabelle 4:	Überblick über Einflussfaktoren der Denitrifikation (WABAG, 1996).....	26
Tabelle 5:	Grundtypen von Bioreaktoren (mit intakten Mikrobenzellen als Biokatalysator) (nach Janke, 2008).....	29
Tabelle 6:	Charakteristische Merkmale von Suspensions- und Biofilm-Reaktoren (Janke, 2008) .....	30
Tabelle 7:	Aufbau des Sand-Kies-Filters.....	43
Tabelle 8:	Überblick des Versuchsprogramms.....	49
Tabelle 9:	Übersicht über die Proben bei der Bestimmung des Sauerstoffverbrauches .....	51
Tabelle 10:	Ermittlung des Sauerstoffverbrauches pro Stunde .....	54
Tabelle 11:	Übersicht der Absetzgeschwindigkeiten in Abhängigkeit vom Material .....	57
Tabelle 12:	Übersicht der gemessenen Parameter und des jeweiligen Grenzwertes der TVO (2001) .....	101
Tabelle 13:	Messwerte der Gesamtkeimzahl des Zu- und Ablaufes .....	104
Tabelle 14:	Messwerte der Enterobacteriaceae des Zu- und Ablaufes.....	107
Tabelle 15:	Übersicht der Gesamt- und Enterobacteriaceaezahl mit Grenzwert der TVO (2001) .....	110
Tabelle 16:	Messwerte für die Untersuchung verschiedener Aufenthaltszeiten im Sedimentationsbecken des Versuchs 1 .....	i
Tabelle 17:	Messwerte der Untersuchung der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1 .....	ii
Tabelle 18:	Mittelwerte von 3 Messungen bei der Untersuchung verschiedener Wasserfüllstände im Bioreaktor des Versuchs 1 .....	iii
Tabelle 19:	Mittelwerte von 9 Messungen der Reinigungswirkung der gesamten Versuchsanlage des Versuchs 2.....	iv
Tabelle 20:	Membranverfahren zur Trinkwassergewinnung.....	v
Tabelle 21:	Filter aus verschiedenen Materialien.....	vii
Tabelle 22:	Destillationsverfahren ohne komplizierte Anlagentechnik .....	viii
Tabelle 23:	Destillationsanlagen .....	ix
Tabelle 24:	Anwendung chemischer Substanzen für die Trinkwassergewinnung .....	xi
Tabelle 25:	Trinkwasser aus Kondensatbildung.....	xii
Tabelle 26:	Desinfektion von Trinkwasser.....	xiii
Tabelle 27:	Komplettanlage zur Trinkwasseraufbereitung.....	xiv

## Vorwort

Trinkwasser ist das bedeutendste Nahrungsmittel und ein Ersatz durch andere Stoffe ist nicht möglich (Klaas, 2003). Die Bedeutung des Wassers für den Menschen lässt sich u.a. damit begründen, dass der Mensch zu 60 % bis 70 % aus Wasser besteht. Verliert ein Mensch 10 % seines Wassergehaltes, können daraus empfindliche Störungen des Organismus resultieren. Ein Wasserverlust von 20 % kann sich tödlich auswirken. Doch Wasser wird nicht nur zum Trinken benötigt. Auch für die Körperpflege, zum Wäsche waschen und zum Kochen wird Wasser genutzt. In Industrie und Landwirtschaft wird ebenso Trinkwasser eingesetzt (FGG-Elbe, 2009). Der tägliche Trinkwasserbedarf liegt nach Schätzungen der WHO bei 100 Liter (Kranz, 2008). Dieser Wasserbedarf muss erst einmal zur Verfügung stehen.

Doch von dem auf der Erde vorhandenen Wasserreservoir können von den Menschen nur 2,6 % als Trinkwasser in Form von Süßwasser verwendet werden. Von diesem Trinkwasserreservoir ist wiederum nur die geringe Menge von 0,6 % nutzbar, das restliche Süßwasser ist in Form von Eis gebunden und somit nicht zugänglich. Das für Trinkwasser geeignete Wasser wird hauptsächlich aus Flüssen, Seen und Grundwasser aufbereitet bzw. genutzt. Niederschläge gelangen in die Oberflächengewässer oder ins Grundwasser. Durch die Lage Deutschlands in der gemäßigten Klimazone fallen ausreichend und regelmäßig Niederschläge (Podbregar, 2003), so dass Deutschland bezüglich des Trinkwassers als sehr reich gilt (WDR, 2005) und eines der süßwasserreichsten Länder ist (Podbregar, 2003). 180 Milliarden Kubikmeter Wasser werden in Deutschland jährlich von der Natur bereitgestellt (WDR, 2005). Doch von dieser enormen Menge werden weniger als 33 % verwendet (WDR, 2005), andere gehen nur von einer 25 %-igen Nutzung aus (Podbregar, 2003). Ein Leitungsnetz von 400'000 km gewährleistet den Transport des Trinkwassers zum Verbraucher, so dass die Trinkwasserversorgung in Deutschland weitestgehend geregelt ist (WDR, 2005).

Die Trinkwasserversorgung in Deutschland ist im Vergleich zu anderen europäischen Ländern nicht maßgebend. 100 Millionen Europäer haben keine zuverlässige Versorgung mit sauberem Trinkwasser (Wasserfibel, 2010). Je nach EU Mitgliedstaat geht „Women in Europe for a Common Future“ (WECF) von bis zu 40 % der Bevölkerung in Europa aus, die kein sauberes Trinkwasser hat. In ländlichen Gebieten wird das Trinkwasser aus teilweise weit entfernten Flüssen oder Brunnen entnommen (Hausmann, 2009). Der schlechte Trinkwasserzustand ist ein Grund dafür, dass Krankheiten gehäuft auftreten. Beispielsweise sterben jährlich 170.000 Menschen in Europa aufgrund des verunreinigten Trinkwassers. Durchfallerkrankungen verursachen eine Sterberate in Europa von 37 Kindern pro Tag. Weiterhin sind 120.000 Neuinfektionen an Hepatitis A innerhalb eines Jahres in Europa zu verzeichnen (Wasserfibel, 2010).

Ein Blick nach Afrika oder in östliche Gebiete der Erde zeigt eine vollkommen andere Trinkwassersituation. Laut dem Auswärtigen Amt besitzen nahezu eine Milliarde Menschen keine Möglichkeit, sauberes Trinkwasser nutzen zu können (Auswärtiges Amt, 2008). 2,6 Milliarden Menschen leben unter Bedingungen, die keine sanitäre Grundversorgung garantieren (Auswärtiges Amt, 2008), wovon 125 Millionen Kinder betroffen sind (UNICEF-a, 2009). Die Länder ohne sanitäre Einrichtungen liegen vor allem in Südostasien und in Afrika südlich der Sahara (Auswärtiges Amt, 2008). In Entwicklungsländern resultieren 80 % aller Krankheiten aus unsauberem Grundwasser und fehlender stationärer Anlagen (e. velop, 2007). Täglich sterben ungefähr 5.000 Kinder an Durchfallerkrankungen (UNICEF-a, 2009). Neben unsauberem Trinkwasser und fehlender sanitärer Einrichtungen ist auch der Wasserknappheit erhebliche Beachtung zu schenken. Verursacht wird die Wasserknappheit u.a. durch die Klimaverhältnisse und die ansteigende Wachstumsrate der Bevölkerung in trockenen Regionen. Gebiete, die hauptsächlich von dieser Wasserknappheit betroffen sind, sind der Nahe Osten, Nordafrika sowie Südasien. Die Wasserarmut kann durch den erwarteten Klimawandel verstärkt werden. Mit dem Rückgang der Niederschläge in den Tropen und Subtropen könnte sich die Wasserknappheit um 20 % erhöhen. Das Wasserreservoir verringert sich, währenddessen die Bevölkerungszahl zunimmt (Podbregar, 2003).

Beispielsweise stieg die Bevölkerung in den Jahren 1990 und 2004 von 477,3 Millionen auf 689,6 Millionen in Afrika südlich der Sahara. Zeitgleich reduzierte sich der Prozentsatz der Menschen, der keinen Zugang zu sauberem Trinkwasser besaß, von 52 % auf 44 %. Die absolute Bevölkerungszahl der betroffenen Menschen stieg von 248,2 Millionen auf 303,4 Millionen an. (DLO, 2007)

Mit einem Bevölkerungsanstieg nimmt auch der Wasserbedarf zu. Durch den gesteigerten Wasserbedarf wird jedoch die Natur nachteilig beeinflusst. Wird zu viel Wasser verbraucht und es der Natur entzogen, trocknen Flüsse aus, Grundwasservorkommen versiegen und Ökosysteme werden geschädigt. Die ungleichmäßige Verteilung der Wasservorkommen ist dadurch begründet, dass Arme keine finanziellen Mittel aufbringen können, um eine angemessene Wasserversorgung durchzusetzen. Des Weiteren fehlen Rechte und Festlegungen, die eine Wasserversorgung regeln. Den Armen steht nicht nur weniger Wasser zur Verfügung, sondern sie zahlen auch den weltweit höchsten Preis für Wasser, da der Wasserverkauf über Zwischenhändler den Preis erhöht. Vergleicht man die Preise des Wassers für das gleiche Volumen in einem Armenviertel in Nairobi und in New York, ist das Wasser in Nairobi kostenintensiver. (Kindernothilfe, 2010)

Um die Situation der Trinkwasserversorgung zu verbessern, wurde 2000 eines der sogenannten Millennium Development Goals (MDG) festgesetzt (UNMC-a, 2007). Dieses Ziel beinhaltet, den Anteil der Menschen, welche keinen Zugang zu sauberem Wasser und Sanitäranlagen besitzen, bis 2015 zu halbieren (UNMC-b, 2007). Die MDG wurden von den Vertretern der 189 Staaten festgelegt.

Sie haben die Demokratisierung, Gleichberechtigung und Umweltschutz zum Inhalt (UNMC-a, 2007). Bezüglich des Trinkwassers zeichnet sich seit 1992 eine weltweite Verbesserung der Situation ab. Als Beispiele hierfür sind vor allem China, Indien sowie Lateinamerika zu nennen. Da die Veränderung nicht schnell genug voranschreitet, bleiben beträchtliche Unterschiede zwischen den Gebieten. Hält die Entwicklung weiterhin an, so können das gesetzte MDG mit der Halbierung des Anteils der Menschen ohne Zugang zu sauberem Wasser und Sanitäranlagen einige Länder nicht erfüllen. Schätzungen zu Folge können somit 55 Staaten eine Wasser- und 74 Länder eine Sanitärversorgung nicht gewährleisten. Wird Afrika betrachtet, so werden 234 Millionen Menschen ohne Zugang zu sauberem Wasser und 430 Millionen ohne sanitäre Einrichtungen bleiben. Mit relativ geringen finanziellen Mitteln ist eine Verbesserung der Situation möglich. Bereits ein Zugang zu sauberem Wasser und einfachen Toiletten kann die Kindersterblichkeit um 65 % verringern. So könnte jährlich das Leben von 470'000 Kindern gerettet werden. (Kindernothilfe, 2010)

Diese Daten sollen die Notwendigkeit aufzeigen, dass die Trinkwassersituation in ausgewählten Gebieten zu verbessern ist. Der Kern der Diplomarbeit liegt in der Entwicklung einer Pilotanlage zur Trinkwasseraufbereitung, die mit einfachen und kostengünstigen Verfahren arbeitet. Damit wird ein in der Praxis anwendbares Beispiel dargestellt, wie mit einfachen technischen Mitteln eine schnelle Wasseraufbereitung erfolgen kann.

## Aufgabenstellung

Die vorliegende Diplomarbeit beschäftigt sich mit der Thematik der Trinkwasseraufbereitung und ist eine Zuarbeit zu dem Projekt im Rahmen des Förderprogrammes BMWi „Förderung von Forschung und Entwicklung bei Wachstumsträgern in benachteiligten Regionen – Innovative Wachstumsträger / INNO – WATT“. Das Ziel des Projektes „INNO – WATT“ besteht in der Entwicklung einer Anlage zur Aufbereitung von verschiedenen Rohwasserqualitäten, um Trinkwasser zu gewinnen. Die Anlage soll in entlegenen Regionen und Katastrophengebieten sowie Entwicklungsländern eingesetzt werden. Die Ergebnisse der Diplomarbeit sollen in das Projekt integriert werden.

In der Diplombearbeitungszeit sollte auf Basis einfacher und kostengünstiger Verfahren ein Reinigungskonzept zur Trinkwasserversorgung theoretisch entwickelt und eine Versuchsanlage aufgebaut werden, deren Reinigungswirkung in verschiedenen Versuchen mit einem ausgewählten Rohwasser untersucht wird. Für die Beurteilung des Aufbereitungsprozesses wurden ausgewählte Parameter auf die Einhaltung der Trinkwasserqualität laut Trinkwasserverordnung analysiert. Bei der Entwicklung der Versuchsanlage sind spezifische Anforderungen zu beachten. Die Ansprüche, wie die Verwendung einfacher Verfahren, modularer Aufbau, Einsatzort, Größe und Gewicht sowie die Qualifikation des Fachpersonals vor Ort tangieren die theoretische Entwicklung der Versuchsanlage nur hinsichtlich der Auswahl geeigneter Aufbereitungsmethoden und des Kostenfaktors.

Es existieren bereits verschiedene Produkte zur Trinkwasseraufbereitung mit einem sehr vielfältigen Angebot, u.a. von Filtervarianten über Umkehrosmoseeinheiten bis hin zu Komplettanlagen. Doch die Entwicklung der Versuchsanlage soll unabhängig von dieser Produktpalette realisiert werden.

Bevor die Versuchsanlage erläutert wird, werden zunächst Möglichkeiten der Gewinnung und spezifische Aufbereitungsverfahren von Rohwasser vorgestellt.



# **1 Rohwassergewinnung**

## **1.1 Vorbemerkungen**

Trinkwasser kann in Entwicklungsländern aus Brunnen oder direkt aus komplexen, vor allem in städtischen Regionen genutzten Wasseraufbereitungsanlagen bezogen werden. Doch aufgrund der lokalen Infrastruktur können Ersatzteile und Chemikalien verspätet geliefert werden, so dass die Trinkwasserbezugsquellen teilweise nur sporadisch und nicht sicher funktionieren. Außerdem wirkt sich der Mangel an Fachkräften negativ auf den Betrieb der Anlagen aus. Dadurch kann beispielsweise die Wartung nicht oder nicht ordnungsgemäß durchgeführt werden. Mit der Instandhaltung der Wasseraufbereitungsanlage, aber auch der Wassertransportsysteme, sind Kosten verbunden, woraus sich wirtschaftliche Schwierigkeiten ergeben können (EAWAG, 2010). Oft sind keine Wasserleitungen verlegt, so dass die Trinkwasserbrunnen häufig weit von den Dörfern entfernt sind (UNICEF-b, 2009).

Die Verschmutzung der Rohwässer mit Haushalts- und Industrieabwässern, Abfällen sowie Chemikalien stellt ein weiteres Problem dar, doch der Kauf von sauberem Mineralwasser ist zu kostspielig (nano-online, 2001).

Verstärkt wird die schlechte Trinkwasserversorgung durch Trinkwassermangel, der auch in Industrieländern, wie Spanien und Italien (Martini, 2005), vorkommen kann. Um der Bevölkerung dennoch Trinkwasser zur Verfügung zu stellen, können verschiedene Rohwasserquellen aufbereitet werden.

## 1.2 Mögliche Rohwasserquellen

Für die Trinkwassergewinnung können verschiedene Rohwässer aufbereitet werden. Abbildung 1 gibt eine Übersicht über die verschiedenen nutzbaren Rohwasserarten, wobei in den folgenden Abschnitten auf die Qualität und die Eignung für die Trinkwasseraufbereitung eingegangen werden soll.

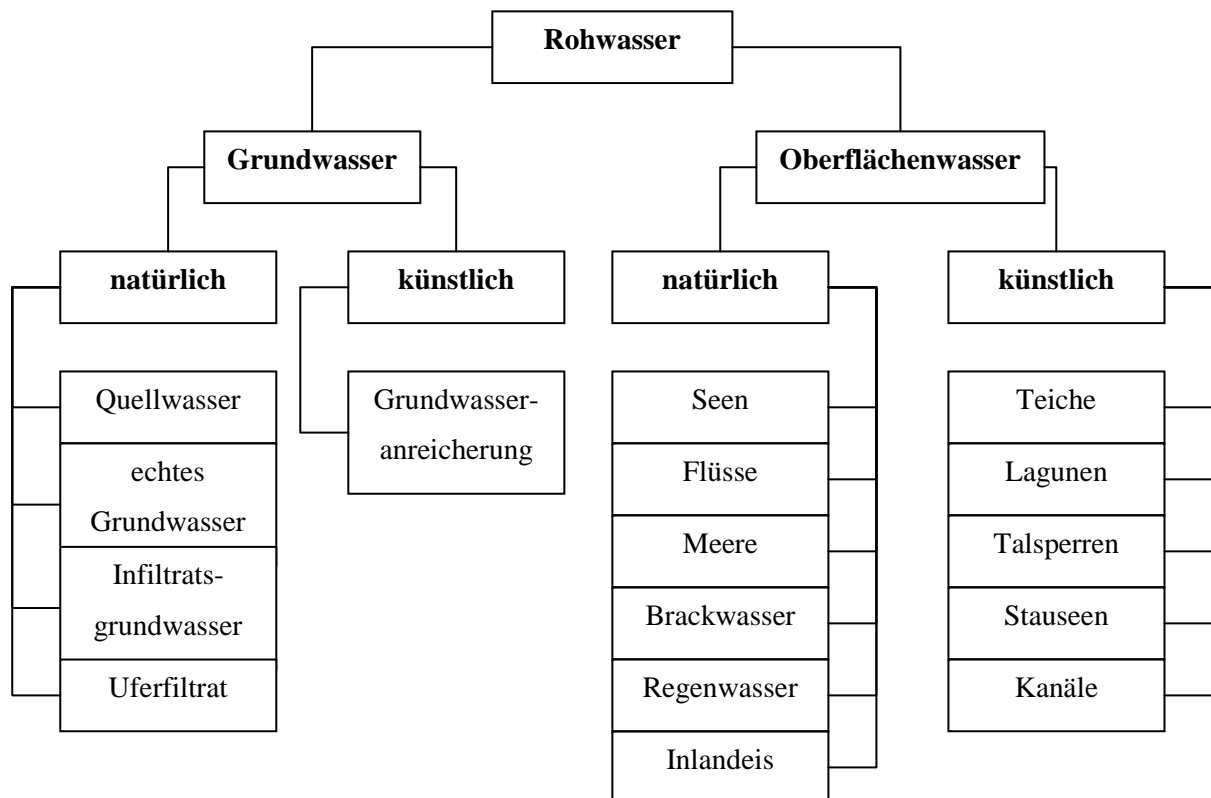


Abbildung 1: Übersicht über die Rohwasserquellen

In der Natur vorhandenes Wasser besitzt keine chemische Reinheit, sondern es unterliegt dem Einfluss der Atmosphäre, des Bodens und der wasserführenden Gesteinsschichten. Durch anthropogenen Einfluss können u. a. Fäkalkeime, organische Verbindungen und Nährstoffe in natürliche Wässer eingebracht werden. (Mutschmann, 2007)

### 1.2.1 Grundwasser

Bei Grundwasser kann in Abhängigkeit von der Herkunft zwischen natürlichem und künstlichem Grundwasser unterschieden werden.

#### - *Natürliches Grundwasser*

Zu dem natürlichen Grundwasser zählt echtes Grundwasser, Infiltratsgrundwasser und Uferfiltrat, welche mit Brunnen oder mit Quellen gefördert werden, um es für die Trinkwasserversorgung zu nutzen. In der als Langsandsandfilter wirkenden biologisch aktiven Flusssohle werden organische Bestandteile abgebaut. Wasserinhaltsstoffe werden durch Adsorptionsprozesse an dem Bodenmaterial und über Ionenaustausch entfernt (Grombach, 1993). Um die mikrobiologische Beschaffenheit des Uferfiltrats merklich zu verbessern, sollte eine Aufenthaltszeit des Uferfiltrats im Untergrund von mindestens 50 Tagen eingehalten werden. Aufgrund der natürlichen Infiltration des Oberflächenwassers wird dieses nicht vorbehandelt (Mutschmann, 2007).

#### - *Künstliches Grundwasser*

Ist keine entsprechende Menge an Grundwasser vorhanden, weil es nicht in ausreichender Menge durch Niederschläge nachgebildet wird, ist eine künstliche Grundwasseranreicherung sinnvoll. Um dem erhöhten Aufbereitungsaufwand bei stark verunreinigten Oberflächenwässern zu umgehen, wird die künstliche Grundwasseranreicherung auch empfohlen. Dabei erfolgt die Versickerung von zuvor entnommenem Oberflächenwasser in das Grundwasser über Becken, Schluckbrunnen, Versickerungsleitungen. Je nach Verschmutzungsgrad des entnommenen Oberflächenwassers ist eine Aufbereitung erforderlich. (Mutschmann, 2007)

Im Allgemeinen besitzt Grundwasser die für die Trinkwasserversorgung beste Qualität. Grund hierfür ist vor allem die Filtrationswirkung des Bodens. In Entwicklungs- und Schwellenländern existieren jedoch kaum Abwassersysteme, so dass das Grundwasser bei einem geringen Bodenfiltrationsverhalten starke fäkale Verunreinigungen aufweisen kann. Zusätzliche Verschmutzungen in das Grundwasser können durch die extensiv betriebene Viehwirtschaft eingebracht werden. Mit einer mikrobiologischen Verunreinigung des Wassers in der Nähe von Siedlungen und Ortschaften ist auch eine erhöhte Nitratkonzentration zu verzeichnen. (Parodi, 2003)

Ist kein geeignetes Grundwasser in der entsprechenden Menge nutzbar, wird auf Oberflächenwässer zurückgegriffen. Mit der Nutzung von Oberflächenwässern für die Trinkwasserversorgung sind aufgrund der Wasserqualitäten Aufbereitungsanlagen anzuwenden. Die Aufbereitungsanlagen für Oberflächenwässer sind jedoch aufwendiger als die für unbelastetes Grundwasser. (Mutschmann, 2007)

### 1.2.2 Oberflächenwässer

Bei den Oberflächenwässern stehen verschiedene Wasserarten zur Verfügung, wobei allgemein zwischen den natürlichen und den künstlichen Oberflächenwässern unterschieden wird.

#### - *Natürliche Oberflächenwässer*

##### *Seewasser*

Seen gelten als ein fast unerschöpflicher Wasserspender, so dass ihr Einsatz für die Wasserversorgung sinnvoll ist. Bei der Nutzung von Seen zur Trinkwassergewinnung ist das Nährstoffangebot entscheidend, wodurch die Wasseraufbereitung durch starkes Algenwachstum erschwert werden kann (Grombach, 1993). Die Wasserbeschaffenheit eines Sees kann eine komplizierte, mehrstufige und kostspielige Trinkwasseraufbereitung erfordern, bei der qualifiziertes Personal unerlässlich ist (Mutschmann, 2007).

##### *Flusswasser*

Bei der Nutzung von Flusswasser ist das entnommene Wasservolumen zu beachten, um den aus Naturschutzgründen verbleibenden Mindestablauf des Flusses einzuhalten. Dies soll eine Störung des Flussökosystems verhindern. Zur Erhaltung der Flussqualität können bestimmte Schutzbarrieren notwendig werden, um das Eindringen von Schadstoffen, wie Öle, durch Unfälle zu vermeiden (Mutschmann, 2007). Schwankende Wasserqualitäten können sich auch durch die Besiedlung von Ufern ergeben, wodurch Verbindungen in das Wasser eingebracht werden können. Weiterhin wird von den Niederschlägen nicht nur die Wasserqualität, sondern auch die Wassertiefe beeinflusst. Bei Flüssen wird von einer stark schwankenden Wasserführung ausgegangen, wodurch die Wasserentnahme erschwert wird. Bei niedrigem Wasserstand, wie nach einer längeren niederschlagsarmen Periode, muss der Mindestablauf des Flusses gewährleistet sein, so dass womöglich keine oder nur geringe Wassermengen für die Trinkwasserversorgung dem Fluss entnommen werden können. Aufgrund der schwankenden Wasserzusammensetzung sind bei der Aufbereitung von Flusswasser aufwendige Verfahren anzuwenden, um jederzeit die Trinkwasserqualität zu gewährleisten. Flusswasser wird aus diesem Grund eher für den Zulauf in Talsperren, zur Versickerung in künstlich angereicherten Grundwassergebieten sowie zur Gewinnung von natürlichem Grundwasserinfiltrat genutzt. Zur direkten Verwendung von Flusswasser wird eine Zwischenspeicherung in Lagunen empfohlen, um bei Notwendigkeit den maximalen Wasserbedarf vorrätig zu haben (Grombach, 1993).

Problematisch bei Flüssen und Seen im tropischen Tiefland ist der hohe Gehalt an Mikroorganismen durch hohe Temperaturen. Weiterhin schwankt die Wasserqualität durch häufige Regenereignisse. Wässer der montanen Klimazone weisen dagegen eine gute biologische Qualität und geringe Trübungen auf. Ein großes Problem ist das Einleiten ungeklärter Abwässer in die Oberflächenwässer großer Metropolen, wodurch die Flüsse stark verunreinigt werden. (Parodi, 2003)

### *Brack- und Meerwasser*

Meerwasser kann zwar in willkürlichen Volumina für die Trinkwasserversorgung genutzt werden, problematisch wirkt sich jedoch der hohe Chloridgehalt von  $10'000 \text{ g m}^{-3}$  bis  $30'000 \text{ g m}^{-3}$  auf die Wasseraufbereitung aus. Ein wesentlicher Vorteil des Meerwassers ist die Verfügbarkeit auch in Regionen, in denen wenige Niederschläge typisch sind. (Grombach, 1993)

Brackwasser wird eingesetzt, wenn die Wasserführung eines Flusses den Wasserbedarf nicht decken kann oder starken Schwankungen unterliegt. Brackwasser besitzt einen Chloridgehalt von  $1'000 \text{ g m}^{-3}$  bis  $5'000 \text{ g m}^{-3}$ . (Grombach, 1993)

Die Wasserqualität kann durch Strömungen vermindert werden. Durch ungünstige Strömungsverhältnisse können Wässer mit schlechter Qualität aus belasteten Regionen in das aufzubereitende Wasser gelangen. Dadurch kann die Wasseraufbereitung mit notwendigem qualifizierten Personal entsprechend aufwendig werden. (Grombach, 1993)

### *Inlandeis*

Im Allgemeinen kann auch das Eis der Hochgebirge und der Nord- und Südpol zur Trinkwasserversorgung eingesetzt werden. Wesentliche Nachteile ergeben sich jedoch in den qualitativen jahreszeitlichen Schwankungen sowie durch den zerriebenen Gletschersand und den vom Wind eingebrachten Blütenstaub. Außerdem liegen die Gletscher oft weit von den Verbrauchsorten entfernt. (Grombach, 1993)

### *Regenwasser*

Die Nutzung von Regenwasser für die Trinkwasserversorgung ist zwar generell möglich, aus hygienischen Gründen, aufgrund der Wasserzusammensetzung sowie der Kosten für Speicherung und Aufbereitung jedoch nicht empfehlenswert. Durch Regenwasser werden Bestandteile, wie Stickstoff, Sauerstoff und Kohlenstoffdioxid aus der Luft herausgelöst. Auch Schmutz- und Schadstoffe können in das Regenwasser übergehen. Dazu zählen Staub, Ruß, Schwefeldioxid, Ammoniak, Salpetersäure, Chloride, radioaktive Verbindungen und mikrobielle Verunreinigungen. Eine Desinfektion und Aufbereitung des Regenwassers ist unbedingt erforderlich. Enthält das Regenwasser keine schädlichen Verunreinigungen und lassen die örtlichen Gegebenheiten die Situation zu, kann Regenwasser über die belebte Bodenzone versickert werden. (Mutschmann, 2007)

In Regionen mit einer schlechten Trinkwasserversorgung kann Regenwasser genutzt werden, um eine direkte Epidemieverbreitung über das Trinkwasser zu verhindern. Dabei sind jedoch die im Regenwasser enthaltenen biologischen Verunreinigungen zu beachten. Durch das Sammeln des Regenwassers auf Dachflächen werden außerdem organische Materialien in das Wasser eingebracht. Auch hohe Temperaturen begünstigen die Vermehrung eingetragener Mikroorganismen. (Parodi, 2003)

---

- *Künstliche Oberflächenwässer*

Zu den künstlichen Oberflächenwässern zählen Teiche, Lagunen, Talsperren, Stauseen und Kanäle.

*Lagunen*

Lagunen sind künstliche Wasserbecken, deren Zuflüsse über errichtete Kanäle oder freies Gefälle, meist mit Pumpen, realisiert werden. Für die Vorreinigung des zufließenden Wassers wird oft ein Vorbecken gebaut. Häufig werden Pflanzen bzw. Fische in Lagunen eingesetzt, die Phosphat und Nitrat bzw. organische Materialien abbauen und bei Bedarf einfach abgeerntet werden können. (Grombach, 1993)

*Trinkwassertalsperren*

Auch Trinkwassertalsperren stehen für die Trinkwasserversorgung zur Verfügung. Der wesentliche Vorteil der Trinkwassertalsperre liegt in dem großen Speichervermögen, wodurch eine Kompensation der minimalen und maximalen Abflüsse möglich ist sowie kaum Schwankungen in der Wasserqualität vorliegen (Mutschmann, 2007). Um die Wasserqualität der Talsperre nicht zu sehr zu verändern, sollten stark belastete Zuflüsse vorbehandelt werden. Anspruchsvoll sind die Planung, der Bau, der Betrieb und die Wartung der Anlage, weshalb auch qualifiziertes Personal empfohlen wird. Bei einer entsprechend großen Dimensionierung der Anlage kann bei Hochwasser ein größeres Volumen aufgenommen und so Ortschaften vor einer Überflutung geschützt werden. Auch die Schifffahrt kann von einer Trinkwassertalsperre profitieren. Wird die Talsperre jedoch als Mehrzweckwasser genutzt, steht die Trinkwasserversorgung in Konkurrenz zur Fischerei, Flößerei, Erholungswirtschaft, Wasserkraftnutzung (Grombach, 1993) und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung (Mutschmann, 2007).

Von allen möglichen Oberflächenwässern für die Trinkwasserversorgung ist die Wasserentnahme vorrangig aus Trinkwassertalsperren zu bevorzugen. Auch große Seen können zweitrangig für die Rohwasseraufbereitung genutzt werden. Die Wasserentnahmen aus Flüssen und Bächen sind nicht zu empfehlen. Gründe liegen hierfür in dem guten Speichervermögen von Talsperren und Seen. Dadurch findet eine Vergleichmäßigung der Ablauf- und Schadstoffmaxima statt, weshalb die Wasserqualität und die Ökosysteme weniger nachteilig beeinflusst werden. Teiche weisen dagegen meist eine niedrigere Wasserqualität auf und Stauseen sind oft für die Wasserkraftnutzung vorgesehen. Kanäle werden oft für die Schifffahrt genutzt, so dass sie vor allem aus hygienischer Sicht ungeeignet für die Trinkwasserversorgung sind. Verallgemeinernd lässt sich für Oberflächenwässer feststellen, dass sie eine komplizierte, mehrstufige Aufbereitung erfordern, für deren ordnungsgemäßen Betrieb Fachpersonal notwendig ist. (Grombach, 1993)

Unabhängig, welches Rohwasser für die Trinkwasserversorgung genutzt wird, ist über einen längeren Zeitraum die Wasserqualität zu überprüfen. Damit soll die Eignung des Rohwassers untersucht und bestätigt werden. Die Minimal- und Maximalabflüsse sind zu ermitteln, um eine Schädigung des Ökosystems durch die Entnahme eines zu großen Wasservolumens zu verhindern. Weiterhin ist bei der

Rohwasserentnahme zu beachten, dass bestimmte Entnahmestellen, wie in der Nähe von eingeleiteten Abwässern, an flachen Ufern, Häfen, Badeanstalten und Stauanlagen gemieden werden. Auch der Einfluss von Strömungen sollte minimal sein. (Grombach, 1993)

### 1.3 Entnahmemöglichkeiten des Rohwassers

Die Menschen in Entwicklungs- und Schwellenländern können für die Trinkwasserversorgung zwei verschiedene Entnahmemöglichkeiten nutzen. Die erste Möglichkeit ist, dass sie Brunnen nutzen, welche das Grundwasser an die Erdoberfläche fördern. Bei der Errichtung von Trinkwasserbrunnen ist darauf zu achten, dass der Grundwasserleiter eine entsprechende Wassermenge besitzt und Wasser natürlich neu gebildet wird. Durch die Entnahme von Grundwasser wird der Wasserspiegel abgesenkt, so dass bei nicht entsprechender Neubildung des Grundwassers keine ausreichende Versorgung der Bevölkerung stattfinden kann. (Mutschmann, 2007)

Die Brunnen in tropischen Ländern sind sehr flach und traditionell gebaut. Aufgrund der aus dem Flachbau der Brunnen resultierenden kurzen Untergrundpassage werden die chemischen und biologischen Parameter des Wassers kaum verändert. Durch die offene Bauweise der Brunnen ist eine zusätzliche Verschmutzung jederzeit möglich, was sich ebenfalls nachteilig auf die Wasserqualität auswirkt. Auch durch die Wasserentnahme von oben können Verunreinigungen in das Wasser eingebracht werden. Durch diese vielen möglichen Verschmutzungen besteht kaum ein Unterschied in der Wasserqualität zwischen flachen, gegrabenen oder gemauerten Trinkwasserbrunnen und der Oberflächenwasser. (Parodi, 2003)

Da die flachen Brunnen, vor allem in Trockenperioden, häufig austrocknen, wurde von zwei UNICEF-Ingenieuren in Kooperation mit der indischen Regierung die Pumpe „India Mark II“ entwickelt, welche die Wasserversorgung von 250 Menschen durch eine Bohrtiefe von 40 m bis 50 m gewährleistet. Die für 180 € erwerbbar Pumpe zeichnet sich durch einen geringen Wartungsaufwand und einer einfachen Bedienung aus (UNICEF-c, 2009). Abbildung 2 zeigt die „India Mark II“ im Betrieb.



Abbildung 2: „India Mark II“ in Betrieb (UNICEF-c, 2009)



Bei konventionellen Bohrungen auf der Suche nach geeignetem Grundwasser muss das Bohrloch nach einer Probennahme zu einem Brunnen umgebaut werden. Gleichgültig, ob die Wassermenge oder die Qualität für die Trinkwasserversorgung ausreichend ist (wiwo.de, 2008). Dies macht auf der Suche nach Wasser viele Einzelbohrungen in einem Gebiet in unterschiedlichen Tiefen an verschiedenen Stellen notwendig (Runge, 2008). Um dieses Verfahren zu verbessern, gibt es den „Fluid Finder“ der EDI Exploration Drilling International GmbH. Mit diesem Produkt wird ein Bohrloch errichtet, in dem aus verschiedenen Höhen eine Wasserprobe entnommen werden kann (wiwo.de, 2008). Über Wasseranalysen wird die Wasserqualität untersucht. Wird diese als nicht ausreichend empfunden, kann in demselben Bohrloch ohne Probenverunreinigung tiefer gebohrt und nach Wasser mit besserer Qualität gesucht werden (EDI, 2010). Durch dieses Verfahren werden die Kosten um 40 % reduziert (wiwo.de, 2008).

Neben dem Gebrauch von Brunnen nutzen die Menschen auch das Wasser aus Tümpeln oder Flüssen, welche öfters schwer zugänglich und verunreinigt sind (UNICEF-b, 2009). An einer meist festgelegten Stelle am Oberlauf eines Baches wird Wasser entnommen und in Eimern oder anderen Sammelgefäßen zu den Häusern transportiert. In den Unterlauf des Gewässers werden die Abwässer eingeleitet. Häufig werden auch Rohrleitungen aus einem Bergbach in eine tiefer gelegene Ortschaft verlegt (Parodi, 2003). Ungünstig vorherrschende klimatische Bedingungen verschlechtern die Wasserversorgung zusätzlich. Beispielsweise trocknen in Regionen, in denen monatelang Niederschläge ausbleiben (wie in ländlichen Gebieten Äthiopiens) die Wasserstellen aus (UNICEF-b, 2009).

## **2 Rohwasseraufbereitungsverfahren**

### **2.1 Vorbemerkungen**

Die Ufer von Flüssen und Seen werden vorzugsweise von Menschen und Tieren bewohnt. Durch die nahe Besiedlung am Ufer ist die autonome Wasserversorgung der Menschen gewährleistet. Über die Wässer kann auch der Transport von Menschen und Gütern erfolgen. Doch in dieselben Wässer, die für die Wasserversorgung genutzt werden, werden auch anfallende Abwässer eingeleitet. Die Verunreinigung der Wässer wird durch den Bevölkerungsanstieg, die stetig steigende Industrialisierung und die erhöhte Nutzung von Chemikalien in der Landwirtschaft verstärkt. Fehlen Anlagen zur Abwasseraufbereitung, werden Oberflächen- und Grundwässer zunehmend verschmutzt (Parodi, 2003). Trotzdem nutzen die Menschen dieses verschmutzte Wasser aus den Seen und Flüssen sowie den Brunnen (Kranz, 2008). Im Vergleich zu Flüssen in Industrieländern führen zum Beispiel asiatische Flüsse 50 –mal mehr Bakterien aus menschlichen Exkrementen (Parodi, 2003).

Menschen mit schlechter Trinkwasserversorgung verbrauchen vordergründig das mit Abwasser verunreinigte Flusswasser, da Brunnen oft zu flach oder von den Wohnorten zu weit entfernt sind. Aus diesem Grund wird in den Versuchen dieser Arbeit ein Rohwasser simuliert, da annähernd diesem Fall entspricht. Mit dem verunreinigten Wasser können auch leicht Krankheiten, wie Bilharziose, Hepatitis A und Trachom-Augeninfektion, übertragen werden. Es wird davon ausgegangen, dass mittels einer Aufbereitung der Wässer eine Reduzierung der Krankheiten möglich ist. Für die Rohwasseraufbereitung stehen verschiedene physikalische, chemische sowie biologische Verfahren zur Verfügung, wobei Abbildung 3 eine Zusammenfassung über die Verfahren darstellt. Durch die Verwendung der Wasseraufbereitungsverfahren soll gewährleistet werden, ein biologisch und chemisch stabiles Trinkwasser herzustellen und im Trinkwassernetz zu verteilen. Unerwünschte Veränderungen des Trinkwassers sollen nach der Aufbereitung nicht mehr auftreten (Obst, 1990). Um den Untersuchungsbereich möglicher Wasseraufbereitungsverfahren abzugrenzen, werden lediglich die Verfahren vorgestellt, die in der Versuchsanlage Anwendung fanden.

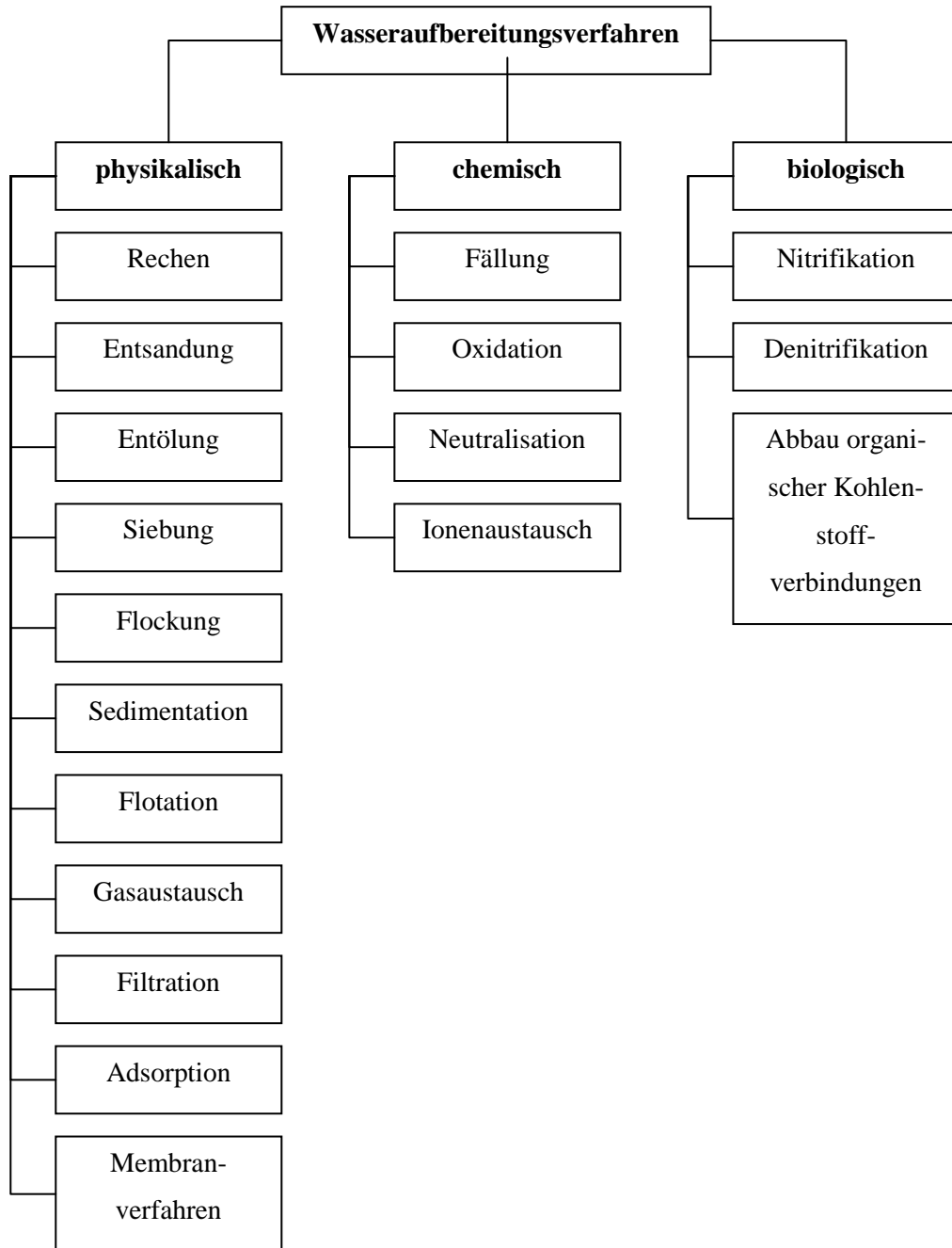


Abbildung 3: Übersicht der Rohwasseraufbereitungsverfahren

## 2.2 Physikalische Verfahren

### 2.2.1 Sedimentation

Feststoffe müssen unbedingt aus dem Wasser entfernt werden, da sich an diesen Mikroorganismen anlagern können, welche sich der anschließenden Desinfektion entziehen (Grombach, 1993).

Mit der Sedimentation wird die Trennung zwischen festen Bestandteilen und der Flüssigphase aufgrund der Schwerkraft (Grombach, 1993) ohne Anwendung erwähnenswerter Hilfsmittel (pro|aqua, 2010) erzielt. Eine Abtrennung ausgefällter oder ausgeflockter Substanzen aus dem Wasser ist mittels Sedimentation möglich (Grombach, 1993).

Die Sedimentation wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst, welche in Tabelle 1 dargestellt sind.

Tabelle 1: Übersicht der die Sedimentation beeinflussenden Faktoren

Faktor	Einfluss auf die Sedimentation
Größe der Teilchen	Mit zunehmender Größe verringert sich die für die Sedimentation benötigte Zeit (Obst, 1990).
Dichte	Mit ansteigender Dichte wird die Sedimentationszeit verkürzt (Grombach, S. 1993).
Sinkkörperquerschnitt	Durch einen größeren Sinkkörperquerschnitt wird die Zeit für den Sedimentationsvorgang reduziert (Grombach, S. 1993).
Zähigkeit	Mit zunehmendem Dichteunterschied zwischen den Teilchen und Wasser sowie steigendem Sinkkörperquerschnitt und mit abnehmender Zähigkeit erfolgt die Sedimentation schneller (Grombach, S. 1993).

Bei der Konstruktion von Sedimentationsbecken sind einige Faktoren, wie Tiefe, Fließgeschwindigkeit und die gleichmäßige Verteilung des Zulaufes über die Beckenbreite und der einheitliche Abzug des Klarwassers zu beachten, da diese die Sedimentationswirkung beeinflussen (Mutschmann, 2007). Strömungen können erwünscht oder unerwünscht sein, wobei eine starke nachteilige Wirkung auf die Sedimentation aus turbulenten Strömungen resultiert. Um eine Aufwirbelung des Wassers zu verhindern, sind die Temperaturen des Zulaufes und des im Absetzbecken befindlichen Wassers zu beachten. Für ein verbessertes Absetzverhalten durch die Vergrößerung der wirksamen Absetzfläche können in die Sedimentationsbecken schrägliegende Platten oder Röhren (Lamellen-, Parallelplattenabscheider, Röhrenabscheider) eingesetzt werden. Es wird davon ausgegangen, dass unter normalen Bedingungen eine Aufenthaltszeit von 1,5 h genügt. Zur Entfernung kolloidaler oder feinsuspendierter Stoffe aus dem Wasser erfolgt die Zugabe von Flockungsmitteln aus ökonomischen und qualitativen Gründen. Eine Vernetzung der gebildeten Flocken kann durch die Zudosierung von Flockungshilfsmitteln erzielt werden (Grombach, 1993). Dieses Vorgehen begünstigt die Aufenthaltszeiten in den Sedimentationsbecken.

Beim Austrag des sedimentierten Schlammes ist darauf zu achten, dass dem Becken wenig Wasser entzogen wird, um eine Rückwirkung auf das Sedimentationsbecken zu vermeiden. Der ausgetragene Schlamm aus abgesetzten Stoffen muss entsprechend der Inhaltsstoffe gelagert und weiterbehandelt werden (Obst, 1990).

### **2.2.2 Filtration**

Versickerndes Wasser wird durch den Boden auf natürliche Weise gereinigt. Die Prozesse der Bodenfiltration werden bei der technischen Filtration nachgebildet. Die technische Filtration bedarf im Gegensatz zur natürlichen weniger Zeit und einem begrenzten Raum (Obst, 1990). Die Filtration als Fest-Flüssig-Trennung (WABAG, 1996) findet zahlreiche Anwendungen auf dem Gebiet der Stofftrennung. Durch unterschiedliche Filterformen können die verschiedenen Bodenschichten simuliert werden. Ein überstauter Filter wird zum Beispiel bei der Nachahmung der gesättigten Bodenschicht angewendet. Bei ungünstigen Bedingungen können jedoch anaerobe Zonen erzeugt werden. Zur Imitation der ungesättigten, aeroben Bodenzone werden Filter ohne Überstau, sogenannte Trockenfilter, genutzt. Der in der Wasseraufbereitung gewöhnlicherweise eingesetzte Filter ist der Festbettreaktor. Grund hierfür ist der gute Reinigungsgrad trotz einer niedrigen biologischen Besiedlungsdichte und geringer Stoffkonzentrationen (Obst, 1990). Um Wasser zu entkeimen, können Langsamsandfilter genutzt werden (Grombach, 1993).

Mit zunehmender zerklüfteter Oberfläche der Filtermaterialien steigt das Auftreten von Nischen, welche als Lebensräume von unterschiedlichen, Mikroorganismen spezifischen Milieubedingungen gekennzeichnet sind. In den Nischen können sich Organismen entwickeln, woraus eine verbesserte Besiedlung des Filtermaterials resultiert (Obst, 1990). Tabelle 2 gibt einen Überblick über die verschiedenen Filterformen.

Tabelle 2: Übersicht über die Einteilung der Filter nach verschiedenen Kriterien (nach Mutschmann, 2007)

Kriterium	Einteilung	Merkmale
Spülung	spülbar	-
	nicht spülbar	
Bauweise	offene Filter	-
	geschlossene Filter	
	Einstufenfilter	Aufbereitung in einer Filterstufe
	Mehrstufenfilter	mehrere hintereinander geschaltete Aufbereitungsstufen
Stoffphasen	Nassfilter	Filtermedium vollkommen überstaut
	Trockenfilter	Filtermedium von Rohwasser und Luft durchströmt
Fließrichtung	Abstromfilter	Abwärts gerichtete Druckströmung des Filtermediums
	Aufstromfilter	Aufwärts gerichtete Druckströmung des Filtermediums
Aufbau des Filtermediums	Einschichtfilter	einheitliches Filtermaterial mit möglichst enger Korngrößenverteilung
	Mehrschichtfilter	mehrere Filtermaterialien mit unterschiedlicher, aufeinander abgestimmter Dichte und Körnung
	Anschwemmfilter	Anschwemmung von Filterhilfsmitteln auf Filterelemente mit Rohwasser
	Einlagerungsfilter	Einlagern von z.B. pulverförmiger Aktivkohle in körniges Trägermaterial
Filtergeschwindigkeit	Langsamfilter	-
	Schnellfilter	-

Im nächsten Abschnitt soll lediglich auf den Kies-Sand-Filter eingegangen werden, da dieser in der Versuchsanlage eingesetzt wurde. Der Kies-Sand-Filter als Mehrschichtfilter ist ein Langsamfilter, bei dem mehrere Filtermaterialien mit verschiedenen Dichten und Körnungen zur Imitation der Bodenpassage eingesetzt werden (Obst, 1990). Das Filtermaterialkorn wird in Fließrichtung zunehmend feiner, wobei in oberen Teilen der Filterschicht größere Mengen an Feststoffen angelagert werden können. Er gilt als der erste in der Wasseraufbereitung angewendete Filter und wird hauptsächlich zur Aufbereitung

von Trinkwasser verwendet. Die Filterfläche kann zwischen 1.000 m<sup>2</sup> und 5.000 m<sup>2</sup> und die Filtergeschwindigkeit von 0,1 m h<sup>-1</sup> bis 0,2 m h<sup>-1</sup> betragen. Langsamfilter weisen eine gute Siebwirkung auf und nach einer Einarbeitungszeit haben sie eine biologische Wirkung aufgrund eines gebildeten biologischen Rasens. Eine Rückspülung der Langsamfilter ist in der Regel nicht möglich. Ihre Reinigung erfolgt daher oberflächenmäßig mit Maschinen. Mehrschichtfilter können auch als Schnellfilter eingesetzt werden, bei denen eine Regenerierung über das Spülen möglich ist (WABAG, 1996). Die Spülung soll verhindern, dass der Schnellfilter zu faulen beginnt oder verbackt. Weiterhin soll mit der Spülung einer Verkeimung vorgebeugt werden. Schnellfilter werden bevorzugt eingesetzt, wenn eine starke Trübung und ein hoher Anteil organischer Stoffe vorliegen. Durch die Adsorption von Wasserinhaltsstoffen wird die Wirksamkeit des Filtermediums zunehmend verringert, bis ein Filterdurchbruch der Inhaltsstoffe oder ein Druckverlust resultiert (Grombach, 1993).

Filter können auch für die Entfernung von gebildeten Eisen- und Manganflocken eingesetzt werden. Auf Enteisung und Entmanganung sollen in den anschließenden Abschnitten eingegangen werden.

## 2.3 Chemische Verfahren

### 2.3.1 Enteisung

Der Grenzwert für Eisen beträgt zwar  $0,2 \text{ mg L}^{-1}$  (TVO, 2001), dennoch wird die pH-Wert abhängige Enteisung ab Konzentrationen  $> 0,01 \text{ mg L}^{-1}$  aus Gründen der Ablagerungen in Anlagenteilen und möglichen Auswirkungen bei Gebrauch des Wassers empfohlen (Mutschmann, 2007). Wasser mit Eisenvorkommen wirkt sich nicht nachteilig auf die Gesundheit der Menschen aus. Es verursacht jedoch einen tintigen Geschmack und eine braune Färbung, so dass es für den Gebrauch nicht geeignet ist (Grombach, 1993). Im Wasser kommt überwiegend zweiwertiges, gelöstes Eisen aufgrund von Reduktionsreaktionen (WABAG, 1996) bei Sauerstoffknappheit vor (Grombach, 1993). Bei Kontakt mit Sauerstoff wird zweiwertiges Eisen zu dreiwertigem Eisen oxidiert (WABAG, 1996). Anschließend erfolgt die Hydrolyse zu Eisenoxidhydrat. Dieses ist schwerlöslich, erzeugt gelbliche bis braune Teilchen mit einer Größe von  $1 \text{ nm}$  bis  $10 \mu\text{m}$  oder fällt mit brauner Farbe aus (Grombach, 1993). Bei Eisenkonzentrationen  $< 6 \text{ mg L}^{-1}$  kann an die Oxidation eine Kiesfiltration angeschlossen werden, in der die eigentliche Ausfällung der Eisensalze erfolgt (WABAG, 1996). Die Sandfilterkörner sollten einen Durchmesser von mindestens  $1 \text{ mm}$  und das Filterbett eine Höhe von mindestens  $2,5 \text{ m}$  aufweisen (Grombach, 1993).

Unterstützt werden können die Oxidationsvorgänge durch die Tätigkeit von Bakterien (WABAG, 1996), wie durch *Gallionella ferruginea*, *Leptothrix discophorus*, *Leptothrix ochracea*, *Thiobacillus ferrooxidans* und *Toxothrix trichogenes* (Grombach, 1993, TU Darmstadt). Bei Eisenkonzentration  $> 8 \text{ mg L}^{-1}$  sollte der Filtration eine Sedimentation und wenn nötig eine Flockung vorgeschaltet werden. Allgemein lässt sich jedoch sagen, dass bei Eisengehalten bis  $15 \text{ mg L}^{-1}$  die Mehrschichtfiltration für die Entfernung der Eisenionen aus dem Wasser ausreichend ist (Grombach, 1993). Problematisch ist das Vorkommen von Eisen als kolloidal gelöste dreiwertige Eisenhydroxid-Komplexe, meist mit Huminstoffen als Komplexbildner. In diesen Fällen ist die Entfernung von Eisen nur unter Zugabe eines starken Oxidationsmittels zu realisieren, wobei Ozon, Wasserstoffperoxid oder Kaliumpermanganat eingesetzt werden können (WABAG, 1996).

### 2.3.2 Entmanganung

Der Grenzwert für Mangan beträgt  $0,05 \text{ mg L}^{-1}$  (TVO, 2001). Manganhaltiges Wasser hat keinen nachteiligen Einfluss auf die Gesundheit der Menschen, es ruft jedoch einen tintigen Geschmack und eine bräunliche Verfärbung des Wassers hervor. Aus diesen Gründen ist manganhaltiges Wasser für den Gebrauch nicht geeignet. Mangan liegt im reduzierten Wasser bei Sauerstoffmangel wie Eisen als zweiwertige Substanz vor (Grombach, 1993). Die unlösliche Form des Mangans ist das vierwertige



Braunstein  $\text{MnO}_2$  (WABAG, 1996). Die Entmanganung kann durch die Tätigkeit manganoxidierender Bakterien, wie *Pseudomonas manganoxidans*, *Pedomicrobium manganicum* und *Crenothrix polyspora*, unterstützt werden. Ohne diese Mikroorganismen würde die Oxidation nur sehr zögerlich oder gar nicht erfolgen (Grombach, 1993). Wird jedoch ein Oxidationsmittel, wie Kaliumpermanganat, verwendet, wird die Oxidation des Mangans gefördert, und gleichzeitig die Oxidationswirkung der Manganbakterien inhibiert. Eisen und Mangan sind oft nebeneinander im reduzierten Wasser vorhanden. Entscheidende Einflussfaktoren bei der Enteisenung und Entmanganung sind die Geschwindigkeit und die Oxidationsfolge. Zuerst findet die Oxidation des Eisens statt und erst nach Abschluss dieser schließt sich die Entmanganung an. Es ist zu beachten, dass die Filtergeschwindigkeit oder die Schichthöhe so gewählt werden, dass das Mangan aus dem Wasser herausgefiltert werden kann und kein Mangandurchbruch resultiert. Die Rückspülung eingearbeiteter Entmanganungsfilter ist ohne Weiteres möglich (WABAG, 1996). Die Rückspülung darf jedoch nur ohne entkeimende Substanzen erfolgen, um die Manganbakterien nicht abzutöten (Grombach, 1993). Da der Prozess der Entmanganung pH-Wert abhängig ist, sollte dieser im Filterzulauf oberhalb von 6,8 liegen (Mutschmann, 2007).

Wird eine Sauerstoffkonzentration von mehr als  $5 \text{ mg L}^{-1}$  eingebracht, können zeitgleich die Enteisenung, Entmanganung und die Ammoniumoxidation stattfinden (Mutschmann, 2007).

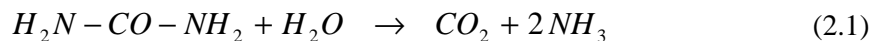
Die Ammoniumoxidation zählt zu den biologischen Verfahren und wird nachfolgend vorgestellt.

## 2.4 Biologische Verfahren

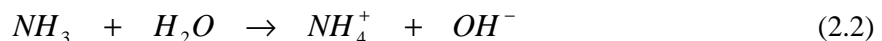
### 2.4.1 Ammonifikation

In der Natur gibt es unter Mitwirkung von Mikroorganismen einen globalen Stickstoffkreislauf. Mikroorganismen fixieren elementaren Stickstoff. Weiterhin mineralisieren sie organische Stickstoffverbindungen, was auch als Ammonifikation bezeichnet wird (Obst, 1990).

Die Ammonifikation spielt in natürlichen Ökosystemen eine entscheidende Rolle, da durch die Tätigkeit von Mikroorganismen der organisch gebundene Stickstoff in Ammoniak bzw. Ammonium umgewandelt wird. Erst durch die Umwandlung der Stickstoffverbindungen können diese von anderen Lebensformen aufgenommen werden. Organisch gebundener Stickstoff als R-NH<sub>2</sub> kommt in allen lebenden Systemen vor allem in Proteinen vor, welche eine große Molmasse aufweisen. Da aus diesem Grund eine direkte Aufnahme durch Mikroorganismen unmöglich ist, bauen die von den Mikroorganismen in das Außenmedium abgegebene Enzyme die Proteine in Peptide bzw. Aminosäuren extrazellulär hydrolytisch um. Die auf diesem Weg entstandenen Aminosäuren werden von den Mikroorganismen intrazellulär weiter abgebaut oder für die Proteinbiosynthese genutzt. Am Beispiel von Harnstoff, welcher über die Urease hydrolytisch gespalten wird und zu Ammoniak und Wasser reagiert, soll Reaktionsgleichung (2.1) das Grundprinzip der Ammonifikation vereinfacht darstellen (Janke, 2008).



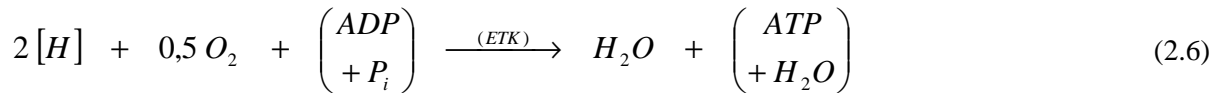
Durch die sich anschließende Reaktion des Ammoniaks mit Wasser (Reaktionsgleichung 2.2) entsteht Ammonium unter Bildung von Hydroxidionen, welche den pH-Wert in den alkalischen Bereich verschieben.



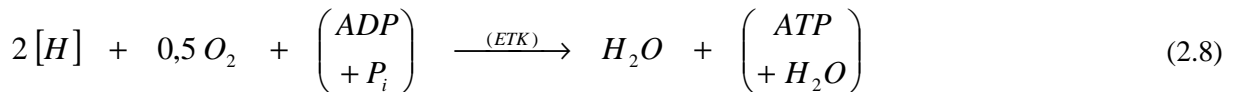
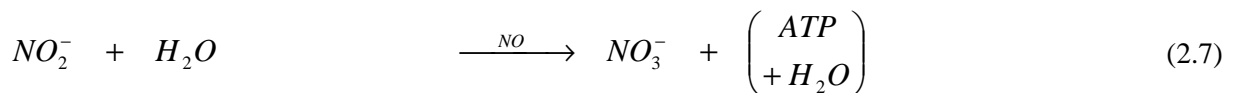
### 2.4.2 Nitrifikation

Bei der Nitrifikation werden überwiegend autotrophe Bakterien genutzt, um Ammonium über Nitrit zu Nitrat in zwei aufeinanderfolgenden Reaktionen abzubauen. Die Bakterien nutzen Ammonium bzw. Nitrit als Elektronendonator für die Energiegewinnung. Die erste Reaktion wird als Nitritation bezeichnet, in der Ammonium NH<sub>4</sub><sup>+</sup> über Hydroxylamin zu Nitrit NO<sub>2</sub><sup>-</sup> oxidiert wird. In den folgenden Gleichungen ist der Reaktionsmechanismus dargestellt. Die Bakteriengattungen, die an dieser Reaktion beteiligt sind, werden verallgemeinernd als Ammonium-Oxidierer bezeichnet (Obst, 1990). Als Beispiele für Ammo-

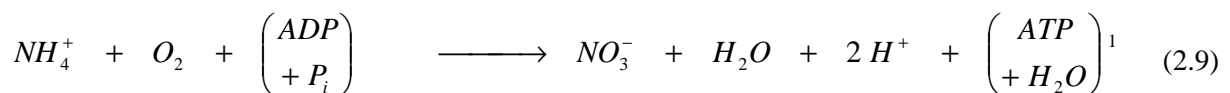
nium-Oxidierer sind *Nitrosomonas europaea*, *Nitrosolobus multiformis*, *Nitrosococcus oceanus* zu nennen (Janke, 2008).



In der sich anschließenden Nitratation wird Nitrit  $NO_2^-$  zu Nitrat  $NO_3^-$  oxidiert (WABAG, 1996). Dieser Vorgang wird von den sogenannten Nitrit-Oxidierern durchgeführt (Obst, 1990). Zu diesen zählen beispielsweise *Nitrobacter winogradskyi* und *Nitrococcus mobilis*. Die zwei nachfolgenden Reaktionen beschreiben den Prozess der Nitratation (Janke, 2008).



Als Gesamtbilanz für die Nitrifikation kann somit folgende Gleichung angegeben werden:



Ammonium- und Nitritoxidierer leben häufig vergesellschaftet, wobei die Nitritoxidierer die Endprodukte der Ammoniumoxidierer verbrauchen. Bei einem ausgewogenen Substratangebot kommt es somit zu keiner Ansammlung von Zwischenprodukten (Obst, 1990). Ist dieses Gleichgewicht gestört, in dem zum Beispiel höhere Ammoniumkonzentrationen vorliegen, kann sich das nachteilig auf die Nitrit-

1

AMO	Ammonium-Monooxygenase	NO	Nitrit-Oxidoreduktase
HAO	Hydroxylamin-Oxidoreduktase	ETK	Elektronentransportkette
NR	Nitroxyl-Reduktase		

Oxidierer (wie *Nitrobacter*) auswirken, da ein hoher Ammoniumgehalt toxisch auf diese Mikroorganismen wirkt (Mudrack, 1994).

Die Bakterien verbrauchen bei der Oxidation von Ammonium bzw. Nitrit Sauerstoff. Als Reaktionsprodukt entstehen unter anderem Wasserstoffionen, die den pH-Wert verringern und die Pufferkapazität des Wassers herabsetzen. Die Nitrifikanten besitzen im Vergleich zu den heterotrophen Bakterien eine geringere Wachstumsrate. Somit benötigen die Nitrifikanten für die Besiedlung der Aufwuchsfläche deutlich mehr Zeit. Durch das Vorhandensein gelöster organischer Verbindungen kann die spezifische Aktivität Nitrifikanten und somit die Nitrifikation gestört werden. Diese werden von den heterotrophen Bakterien oxidiert. Es ist sogar möglich, dass die Nitrifikation dadurch zum Erliegen kommt (Janke, 2008). Tabelle 3 gibt einen Überblick über die einzelnen Parameter, die bei der Nitrifikation eingehalten werden müssen (WABAG, 1996). Weichen die Milieubedingungen stark von diesen Parametern ab, kann die Nitrifikation bei der Trinkwasseraufbereitung gestört werden. Die Nitrifikanten besitzen eine Generationszeit von 7 h bei optimalen Bedingungen. Herrschen jedoch ungünstige Milieubedingungen vor, kann sich die Generationszeit auf Tage oder Wochen ausdehnen (Janke, 2008).

Tabelle 3: Übersicht über die Einflussfaktoren für die Nitrifikation (WABAG, 1996)

Parameter	Wert
Wassertemperatur	Minimum 8 °C bis Optimum 35 °C
pH-Wert	innerhalb 7,0 bis 8,0
Pufferkapazität	$> 2 \text{ mmol HCO}_3^- \text{ L}^{-1}$
Sauerstoffbedarf	$> 2 \text{ mg L}^{-1}$ , sonst erfolgt Nitrit-Bildung $2 \text{ mol O}_2 \text{ pro mol NH}_4^+$
Phosphat	ca. $0,05 \text{ mg PO}_4^{3-} \text{ pro mg NH}_4\text{-N}$
Überschussschlamm	ca. $0,17 \text{ g oTS pro g NH}_4\text{-N}_{\text{elim}}$

Ammonium, selbst in Konzentrationen wie in belasteten Grundwässern, hat keine negativen Auswirkungen auf die Gesundheit von Menschen. Jedoch kann es bei hohen Ammoniumgehalten zu Störungen in der Trinkwasseraufbereitung kommen. Beispielsweise entstehen bei der Desinfektion des Trinkwassers Chloramine, die als Geruchsstoffe das Trinkwasser nachteilig beeinflussen (Obst, 1990).

Teilweise wurde auch eine heterotrophe Nitrifikation durch heterotrophe Bakterien und Pilze beobachtet. Doch bei diesen Reaktionen können die Organismen keine Energie aus dem Prozess gewinnen. Außerdem gibt es scheinbar kein einheitliches Stoffwechselprinzip. Es ist ein unspezifischer Vorgang mit

einer niedrigeren Umsatzrate, bei dem die Oxidation von Ammonium gemeinsam mit anderen Substratumsätzen geschieht (Co-Oxidation), (Janke, 2008).

Lange Zeit wurde angenommen, dass autotrophe Nitrifikanten nur aerob mikrobielle Tätigkeit verrichten. Nitrifikanten können aber auch anaerob unter Nutzung geeigneter Enzyme eine Komproportionierung von Ammonium und Nitrat zu molekularem Stickstoff und Wasser erreichen, was als Anammox-Prozess bezeichnet wird (Janke, 2008).

### **2.4.3 Denitrifikation**

Auf die Denitrifikation soll an dieser Stelle nur kurz eingegangen werden, um die vorherige Nitrifikation zu vervollständigen. Die Denitrifikation wurde in der Versuchsanlage nicht angewendet.

Bei der Denitrifikation werden Bakterien genutzt, um Nitrat zu elementarem Stickstoff-Gas umzusetzen. Dieser Vorgang wird über unterschiedliche Zwischenschritte realisiert. Zunächst wird Nitrat zu Nitrit abgebaut. Das Nitrit wird reduziert, so dass ausgasbarer Stickstoff entsteht. (WABAG, 1996)

Die Entfernung von Nitraten ist wichtig, da die Aufnahme von zu hohen Nitratwerten und anschließender Reduktion zu Nitrit, bei Säuglingen die Methämoglobinämie, die sogenannte Blausucht, verursachen kann. Bei Erwachsenen können krebserregende Nitrosamine durch Reaktionen von Nitrat, beispielsweise im Speichel, erzeugt werden. (Obst, 1990)

Tabelle 4 gibt einen Überblick über die einzuhaltenden Milieubedingungen.

Tabelle 4: Überblick über Einflussfaktoren der Denitrifikation (WABAG, 1996)

Parameter	Wert
Wassertemperatur	Minimum 8 °C bis Optimum 35 °C
pH-Wert	6,5 bis 7,5, Optimum: 7,0
Pufferkapazität	$> 2 \text{ mmol HCO}_3^- \text{ L}^{-1}$
Sauerstoff	anoxisch, Optimum $0 \text{ mg L}^{-1}$ Maximum $2,0 \text{ mg L}^{-1}$
Phosphat	ca. $0,04 \text{ mg PO}_4$ pro $\text{mg NO}_3\text{-N}$
Kohlenstoff als CSB	$> 50 \text{ mg L}^{-1}$
Überschussschlamm	ca. 0,5 bis 0,8 g oTS pro g $\text{NO}_3\text{-N}_{\text{elim}}$ , abhängig von gewählter C/H-Quelle

CSB ... chemischer Sauerstoffbedarf

Bei der mikrobiellen Nitratreduktion wird zwischen der assimilatorischen und der dissimilatorischen Nitratreduktion unterschieden. Bei der assimilatorischen Variante entsteht als Endprodukt Nitrit. Dieser Vorgang wird auch als Nitratatmung bezeichnet. Aufgrund der Toxizität des entstehenden Stoffes wird von einem Einsatz der assimilatorischen Nitratelimination abgesehen. Bei der dissimilatorischen Nitratreduktion wird zwischen Nitratammonifikation und Denitrifikation unterschieden. Bei der Nitratammonifikation entsteht als Produkt Ammoniak und bei der Denitrifikation wird gasförmiger Stickstoff gebildet. Nur die Entstehung gasförmigen Stickstoffs wird als echte Denitrifikation verstanden. Die Reduktion von Nitrat zu gasförmigen Stickstoff kann autotroph oder heterotroph erfolgen (Obst, 1990). Bei der chemolithoautotrophen Denitrifikation gewinnen Bakterien Energie aus der Oxidation anorganischer Verbindungen, beispielsweise von molekularem Wasserstoff oder Schwefel (Obst, 1990). Heterotrophe Denitrifikanten nutzen eine organische Kohlenstoffquelle, wie Essigsäure, Ethanol oder Methanol. Zu den heterotrophen Denitrifikanten zählen beispielsweise *Bacillus denitrificans*, *Pseudomonas* und *Thiobacillus denitrificans* (Obst, 1990).

## 2.4.4 Abbau von Kohlenstoffverbindungen

Die Abtrennung von „Xenobiotika“ aus dem Wasser ist eine bedeutende Aufgabe der Wasseraufbereitung. Kohlenstoffverbindungen zählen zu der vielfältigsten Substanzgruppe, die im Wasser möglicherweise enthalten sind. Dadurch können sich Probleme bei der Trinkwasseraufbereitung ergeben. In der Regel enthalten die Rohwässer durch die Filtrationswirkung der Bodenpassage kaum noch biologisch abbaubare Kohlenstoffverbindungen. Substanzen, die mittels Mikroorganismen nicht weiter umgesetzt werden können, werden mit physikalisch-chemischen Aufbereitungsverfahren entfernt. Dazu zählen beispielsweise die Fällung, Flockung oder Adsorption an Aktivkohle. Mittels eines starken Oxidationsmittels, wie Ozon, ist es möglich, biologisch resistente Verbindungen derart zu verändern, dass ein biologischer Abbau durch die Spaltung in kleinere Moleküle denkbar ist. (Obst, 1990)

Die Reinigungswirkung des Bodens ist stark abhängig von der Verschmutzung des Rohwassers und der Aufenthaltszeit des Wassers während der Bodenpassage. (Obst, 1990)

Im Wasserwerk nehmen Mikroorganismen ihre Tätigkeit nur unter aeroben Verhältnissen auf. Nach der Rohwasserförderung ist deshalb in der Regel eine Belüftung als erster Reinigungsschritt vorgesehen. Im sauerstoffarmen Wasser werden auf diese Weise nachteilig beeinflussende Geruchsstoffe entfernt sowie die Eisen- und Manganoxidation gefördert. Eine Umsetzung abbaubarer Kohlenstoffverbindungen zu Kohlenstoffdioxid und Wasser ist während eines einmaligen Durchflusses durch einen Schnellfilter möglich. Begrenzende Parameter bei dem Abbau von organischen Verbindungen sind die Wachstumsrate der abbauenden Organismen, die maximal mögliche Umsatzrate des jeweiligen Substrates sowie dessen Konzentration. Die Effektivität des biologischen Abbaus wird von der Abbaubarkeit der zu entfernenden Substanz bestimmt. (Obst, 1990)

Durch den Abbau reduzierter Kohlenstoffverbindungen in Wasser und Kohlenstoffdioxid ist zu beachten, dass durch eine erhöhte Konzentration an Kohlenstoffdioxid im Wasser keine Korrosion in den Anlagen oder eine Erhöhung des pH-Wertes verursacht werden. (Obst, 1990)

Mikroorganismen können auch aliphatische Kohlenwasserstoffe, wie Heizöl, Benzin und Kerosin, welche durch Unfälle und technischer Pannen ins Grundwasser gelangten, abbauen. (Obst, 1990)

### 2.4.5 Bioreaktoren

Als Bioreaktoren werden Einrichtungen bezeichnet, in denen die Umwandlung von Rohstoffen unter Anwendung biologischer Katalysatoren erfolgt (Obst, 1990). Um einen spezifischen mikrobiellen Stoffwechselprozess im Bioreaktor zu gewährleisten, der durch einen hohen Wirkungsgrad (der Produkt-Ausbeute) und einer hohen Raum-Zeit-Ausbeute gekennzeichnet ist, sind für die jeweilig eingesetzten Mikroorganismen optimale Milieubedingungen zu schaffen. Um das Wachstum bzw. die Stoffwechseltätigkeit der eingesetzten Mikroorganismen zu garantieren, müssen u. a. folgende Parameter an die Lebensweise der Organismen angepasst werden:

- Nährstoffangebot,
- Temperatur,
- pH-Wert,
- Sauerstoffversorgung,
- osmotischer Druck. (Janke, 2008)

Bei Bioreaktoren wird die diskontinuierliche von der kontinuierlichen Betriebsweise unterschieden. Bei der diskontinuierlichen Prozessführung, welche auch als chargenweiser, absatzweiser, Batch- oder Satzbetrieb benannt wird, werden am Prozessanfang alle aufzubereitenden Stoffmengen in das System gegeben. Erst nach Erreichen eines bestimmten Zustands bzw. nach Ablauf der gewünschten Reaktion wird der Vorgang beendet und das Produkt entnommen. Der Vorteil der diskontinuierlichen Betriebsweise liegt in dem schnellen möglichen Wechsel zu anderen Produkten bzw. Eigenschaften eines Erzeugnisses. Auch die Betriebsbedingungen können bei dieser Prozessführung gut aufrechterhalten werden. Diese Betriebsweise wird bei langsamen Reaktionsgeschwindigkeiten und langen Verweilzeiten empfohlen. Nachteilig bei dem diskontinuierlichen Betrieb sind jedoch die benötigten Zeiten für die Entleerung, Reinigung und Neubeschickung des Systems. Erhöhte Kosten sind mit der Lagerung und Zwischenspeicherung von Anfangs- und Reaktionsprodukten verbunden. Problematisch wird dies vor allem, wenn einer diskontinuierlichen Betriebsweise der kontinuierliche Prozess folgt. (Hertwig, 2007)

Bei der kontinuierlichen Prozessführung, auch als Fließbetrieb bezeichnet, erfolgt der Zu- und Ablauf der Ein- und Austrittsströme ununterbrochen. Oft wird das Ziel verfolgt, stationäre Bedingungen beim Betrieb zu erreichen. Dabei sollen alle Stoff- und Energieströme konstant eingestellt werden, um eine möglichst unveränderte Zusammensetzung des Produktes zu gewinnen. Aus diesem Grund werden hohe Anforderungen an die sichere Betriebsweise und Verfügbarkeit der verwendeten Geräte und Materialien gestellt. Vorteilhaft wirken sich jedoch die kleineren Stoffmengen aus, die mit dieser Betriebsweise einhergehen. (Hertwig, 2007)



Eine Kombination aus der kontinuierlichen und diskontinuierlichen Betriebsweise ist die halbkontinuierliche Prozessführung, die auch als Teilfließbetrieb benannt wird. Dabei werden ausgewählte Ausgangsströme am Prozessanfang vorgelegt und mindestens ein Volumenstrom kontinuierlich zugeführt. (Hertwig, 2007)

Für Bioreaktoren gibt es verschiedene Klassifizierungsmerkmale, die in Tabelle 5 dargestellt sind.

Tabelle 5: Grundtypen von Bioreaktoren (mit intakten Mikrobenzellen als Biokatalysator) (nach Janke, 2008)

Klassifizierungsmerkmal	Natürliches Vorbild	Reaktortyp
Art des verwendeten mikrobiellen Reaktorsystems	aerob	Aerobreaktoren
	anaerob	Anaerobreaktoren
Zustandsformen der Mikroorganismen	planktonisch (frei bewegliche Einzelzellen bzw. Zellagglomerate)	Suspensionsbioreaktoren (Reaktoren mit suspensierter Biomasse)
	sessil (Biofilm auf der Oberfläche von getauchten Trägermaterialien)	Biofilm-Reaktoren (Reaktoren mit immobilisierter Biomasse)
Betriebsweise	-	kontinuierlich
		diskontinuierlich
Art der Durchmischung des Reaktorinhalts	-	mechanisches Mischen mechanisch bewegte Einbauten
		hydraulisches Mischen mittels Flüssigkeitspumpe
		pneumatische Mischung/Umwälzung Eintrag komprimierter Luft
		Pfropfenströmung

Tabelle 6 gibt einen Überblick hinsichtlich der charakteristischen Merkmale für Suspensions- und Biofilm-Reaktoren.

Tabelle 6: Charakteristische Merkmale von Suspensions- und Biofilm-Reaktoren (Janke, 2008)

Vergleichsmerkmal	Suspensionsbioreaktoren	Biofilm-Reaktoren
Klassische Ausführungsform	Rührkessel	Rohrreaktor (mit unbewegten Aufwuchsträgern)
Extremfall des Mischungsverhaltens	volldurchmischt	Pfropfenströmung
Austrag der Biomasse / Risiko des Auswaschens	ja	nein
Betriebsweise	diskontinuierlich/kontinuierlich	kontinuierlich

Im folgenden Abschnitt soll lediglich auf den Biofilmreaktor im Detail eingegangen werden, da er bei der Entwicklung der Anlage Anwendung fand. Eine klassische Ausführungsform der Biofilm-Reaktoren stellt der mit Trägermaterialien gefüllte Rohrreaktor dar. Auf der Oberfläche des Trägermaterials können sich Mikroorganismen mit einer biokatalytischen Wirkung immobilisieren. Im idealen Rohrreaktor wird die Pfropfenströmung angewendet, wobei das Trägermaterial in Längsrichtung von der aufzubereitenden Flüssigkeit durchströmt wird. Eine Durchmischung in axialer Richtung, eine sogenannte laminare Strömung, findet nicht statt. Im Rohrreaktor werden die Umsatzstadien zur selben Zeit, aber lokal hintereinander durchlaufen. Die Reaktionsdauer, d. h. die Kontaktzeit der gelösten Stoffe mit den immobilisierten Mikroorganismen im Bioreaktor, entspricht der hydraulischen Verweilzeit (2.10). (Janke, 2008)

$$\tau = \frac{V_R}{\dot{V}} \quad (2.10)$$

mit

$\tau$  hydraulische Verweilzeit

$V_R$  Reaktorvolumen

$\dot{V}$  Volumenstrom

Aufgrund der heterogenen Zusammensetzung der auf dem Trägermaterial immobilisierten Biomasse sind keine genaue Analyse und Bilanzierung der Biomasse möglich. Aus diesem Grund resultiert die Bemessung der Biofilm-Bioreaktoren oft aus Erfahrungswerten. (Janke, 2008)

Da das Verfahrenskonzept der Versuchsanlage zur Trinkwasseraufbereitung auf der Grundlage von einfachen und kostengünstigen Methoden entwickelt werden sollte, wurde sich auf die Sedimentation, Filtration und die Reinigung mittels Mikroorganismen konzentriert. Der genaue Aufbau der Versuchsanlage wird im folgenden Kapitel 3 beschrieben.

Ausgewählte, der Trinkwassergewinnung zur Verfügung stehende Produkte werden in Anhang 2: Produktübersicht vorgestellt.

### 3 Material

#### 3.1 Geräte für den Aufbau der Versuchsanlage

##### Material zum Aufbau der Versuchsanlage

Gerät	Firma
Aquariumbecken Länge: 29,2 cm (innen) Breite: 19,2 cm (innen)	unbekannt Leihgabe des Internationalen Hochschulinstituts Zittau IHI
Belüftungspumpe SASKIA Pumpe	SASKIA Hochvakuum- und Labortechnik Deutschland – Illmenau
Berieselungsstein	EUROPET BERNINA INTERNATIONAL GmbH Deutschland – Iserlohn
Bioreaktor als Eigenfertigung von GMBU e.V. Länge: ca. 77 cm Außendurchmesser: 8 cm Leervolumen: 3,0 L	GMBU e.V. – Sektion Halle Deutschland – Halle
Filtergehäuse (2x) Innendurchmesser: 10,2 cm Länge: 58 cm	Marley Deutschland GmbH Deutschland – Wunstorf
Kies, Körnung: 2 mm - 4 mm	Dr. Jander & Co. OHG Deutschland – Werneuchen/OT Seefeld
Kleinstmengen-Durchflussmesser KDG	Kobold Messring GmbH Deutschland – Hofheim/Taunus
Kunststoff-Oliven	DURAN Group GmbH Deutschland – Wertheim/Main
Muffenstück (2x) für Filtergehäuse (Dachfall- rohrkappe)	Marley Deutschland GmbH Deutschland – Wunstorf

Gerät	Firma
Sand, ausgesiebte Körnung: 1 -2 mm	Rheinbraun Brennstoff GmbH, Natur profi® Spiel- sand, Körnung 0 mm - 2 mm Deutschland - Frechen
Sand, Körnung: 0,2 mm – 0,7 mm	Hasit Trockenmörtel GmbH Deutschland – Freising
Schlauchpumpe Typ Gamma G/4 B1601SS1000A11120 Serien-Nr.: 97043204	ProMinent Dosiertechnik GmbH Deutschland – Heidelberg
Schlauchpumpe (2x) Masterfelx® CONSOLE DRIVE EW-07521-47 mit Pumpenkopf EW-07016-21 EW-07521-57 mit Pumpenkopf EW-07015-21	Cole-Parmer Instrument Company USA – Illinois
Schlauchverbindungsstück für Schlauch- Innendurchmesser : 3-5 mm 6-10 mm 9-13 mm	BRAND GMBH & CO KG Deutschland – Wertheim
Schlauch-Übergangsstück für Schlauch- Innendurchmesser 3-6/7-11 mm	Kartell spa Italien – Noviglio (MI)
Sieb Maschenweite: 3,0 mm x 3,0 mm	G&M Im- und Export GmbH Deutschland – Senden
Silikonschlauch Innendurchmes- ser x Außendurchmesser: 5 x 8 mm, 15 m 6 x 10 mm, 15 m 8 x 11 mm, 15 m 15 x 21 mm, 5 m	VWR International GmbH Deutschland - Darmstadt
Styroporkugeln Durchmesser: 0,5 cm bis 1,2 cm	keine Angabe Restbestand der G.U.B. Ingenieur AG

## 3.2 Material für die Versuche

### 3.2.1 Material für alle Versuche

#### Gerät für alle Versuche (Vorversuch, Versuch 1 und Versuch 2)

Gerät	Firma
Sauerstoffsensor Oxi 3210 Set 1 (Sensor CelloX 325, Messgerät Oxi 3210, Anleitung)	WTW – Wissenschaftlich-technische Werkstätten Deutschland – Weilheim

#### Chemikalien für alle Versuche

Substanz	Firma	Spezifikation
Calciumchlorid-Dihydrat 10035-04-8	Merck KGaA Deutschland – Darmstadt	Reinstchemikalie
Dikaliumhydrogenphosphat 7758-11-4	Merck KGaA Deutschland – Darmstadt	Reinstchemikalie
Fleischextrakt 68990-09-0	Carl Roth Deutschland – Karlsruhe	für die Mikrobiologie (Charge 259204839)
Glukose 50-99-7	Merck KGaA Deutschland – Darmstadt	Reinstchemikalie
Harnstoff 57-13-6	Merck KGaA Deutschland – Darmstadt	Reinstchemikalie
Magnesiumsulfat 7487-88-9	Merck KGaA Deutschland – Darmstadt	Reinstchemikalie
Natriumchlorid 7647-14-5	Merck KGaA Deutschland – Darmstadt	Reinstchemikalie
Pepton aus Casein 91079-40-2	Carl Roth Deutschland – Karlsruhe	tryptisch verdaut (Charge 20999768)

**modifizierte Zusammensetzung des synthetischen Modellabwassers bei allen Versuchen**

Substanz	Konzentration	
Pepton	0,160	g L <sup>-1</sup>
Fleischextrakt	0,110	g L <sup>-1</sup>
Harnstoff	0,030	g L <sup>-1</sup>
Dikaliumhydrogenphosphat	0,028	g L <sup>-1</sup>
Calciumchlorid-dihydrat	0,002	g L <sup>-1</sup>
Natriumchlorid	0,007	g L <sup>-1</sup>
Magnesiumsulfat	0,002	g L <sup>-1</sup>
Glucose	0,130	g L <sup>-1</sup>

### 3.3 Material für den Vorversuch

#### Gerät für den Vorversuch

Gerät	Firma
Rührplatte BIOSYSTEM 4 DIRECT	H + P Labortechnik AG Deutschland – Oberschleißheim



### 3.4 Material für die Versuche 1 und 2

#### Geräte für den Versuch 1 und 2

Gerät	Firma
Faltenfilter 12,5 cm DIA PK/1 52657	HACH LANGE GMBH Deutschland – Düsseldorf
Leitfähigkeitssensor Cond 3210 SET 1 (Sensor TetraCon 325, Messgerät 3210, Anleitung)	WTW – Wissenschaftlich-Technische Werkstätten Deutschland – Weilheim
Photometer DR 2800	HACH LANGE GMBH Deutschland – Düsseldorf
pH-Sensor pH 3210 Set 2 (Sensor Sentix 41, Messgerät pH 3210, Anleitung)	WTW – Wissenschaftlich-technische Werkstätten Deutschland – Weilheim
Polysulfonfilter Porenweite 0,8 µm LZC 200	HACH LANGE GMBH Deutschland – Düsseldorf
Thermostat LT 200	HACH LANGE GMBH Deutschland – Düsseldorf
Trübungsmessgerät TURBIQUANDT 1000 IR	Merck KGaA Deutschland – Darmstadt

#### Chemikalien/Testkits zur chemischen Wasseranalyse für die Versuche 1 und 2

Testkit	Firma	Charge	
Ammonium 2458200	HACH LANGE GMBH Deutschland – Düsseldorf	Polyvinyl- alkohol	A 9147
		Mineral- stabilisa- torlösung	A 9061

Testkit	Firma	Charge	
		Nessler Reagenz	A 9155
CSB LCK 414	HACH LANGE GMBH Deutschland – Düsseldorf	2815 3221	
Eisen 2105769	HACH LANGE GMBH Deutschland – Düsseldorf	A 9153	
Wasserhärte LCK 327	HACH LANGE GMBH Deutschland – Düsseldorf	2706 3208 3320	
Gesamt-Stickstoff LCK 138	HACH LANGE GMBH Deutschland – Düsseldorf	3302 3424	
Mangan 2651700	HACH LANGE GMBH Deutschland – Düsseldorf	Alkali- sche Cya- nidlösung:	A 9154 9260
		PAN- Indikator:	A 9147 9247
		Ascorbin- säure:	A 9131 A 9224
Nitrat-Stickstoff LCK 339	HACH LANGE GMBH Deutschland – Düsseldorf	2911 3315 3503	
Nitrit-Stickstoff 2107169	HACH LANGE GMBH Deutschland – Düsseldorf	A 9100	
Phosphat 2106069	HACH LANGE GMBH Deutschland – Düsseldorf	A 9139	

## Angaben zu den verwendeten Test-Kits

Parameter	Test-Kit	Anleitung	Wellenlänge [nm]	Farbentwicklung
Ammonium	2458200	für Test-Kit 2458200	425	Probe: gelbe Farbe Blindwertprobe: blassgelbe Farbe (vom Reagenz ver- ursachend)
CSB	LCK 414	für Test-Kit LCK 414	<sup>2</sup>	Ausgangslösung: gelb <sup>3</sup>
Eisen	2015769	für Test 2015769	510	orange
Gesamt-N	LCK 138	für Test-Kit LCK 138	<sup>2</sup>	rosa
Mangan	2651700	für Test-Kit 2651700	560	orange
Nitrit	2107169	für Test 2107169	507	rosa
Nitrat	LCK 339	für Test-Kit LCK 339	<sup>2</sup>	rosa
Phosphat	2106069	für Test 2106069	880	molybdänblau
Wasserhärte (Calcium- und Magnesiumionen inbegriffen)	LCK 327	Für Test-Kit LCK 327	<sup>2</sup>	Ausgangslösung: violett <sup>3</sup>

<sup>2</sup> für DR 2800 keine Angabe (automatische Einstellung durch Barcode-Erkennung, abhängig vom Photometer-Typ, siehe Anleitung)

<sup>3</sup> keine wesentliche Veränderung der Ausgangslösung nach der Zugabe der Probenlösung erkennbar

### 3.5 Material für Versuch 2

#### Gerät für die chemische Wasseranalyse im Versuch 2

Gerät	Firma
OxiTop®-Messsystem	WTW – Wissenschaftlich-Technische Werkstätten Deutschland – Weilheim

#### Geräte für die Untersuchung der biologischen Belastung des Wassers im Versuch 2

Gerät	Firma
Brutschrank TH 30	Edmund Bühler Deutschland – Hechingen
Dunkelhaube DH-30/32	biostep GmbH Deutschland – Jahnsdorf
Filtrationseinheit 49060013	Sartorius Stedim Biotech GmbH Deutschland – Göttingen
Mikroskop Axiovert 200 M	Carl Zeiss Deutschland – Göttingen
Ultraschallgerät SONOREX SUPER RK 52	BANDELIN electronic GmbH & Co. KG Deutschland – Berlin
Zentrigue MiniSpin® plus	Eppendorf AG Deutschland – Hamburg

#### Material für die Untersuchung des Wassers auf die mikrobielle Belastung im Versuch 2

Material	Firma	Charge
Cellulosenitrat Membranfilter (für Nährkartonscheibe mit Standard-Medium, Typ 13806)	Sartorius Stedim Biotech GmbH Deutschland – Göttingen	1108 13806 0802553
Cellulosenitrat Membranfilter (für Nährkartonscheibe mit Tergitol-TTC-Medium, Typ 13906)	Sartorius Stedim Biotech GmbH Deutschland – Göttingen	0209 13906 0803523

<b>Material</b>	<b>Firma</b>	<b>Charge</b>
Nährkartonscheibe mit Standard-Medium, 14064 N	Sartorius Stedim Biotech GmbH Deutschland – Göttingen	090147
Nährkartonscheibe mit Tergitol-TTC-Medium, 14056 N	Sartorius Stedim Biotech GmbH Deutschland – Göttingen	090233
Natriumchlorid	Carl Roth Deutschland – Karlsruhe	-

**benötigte Software für die biologischen Untersuchungen im Versuch 2**

<b>Software</b>	<b>Firma</b>
Argus X1 Version 4.1.0 (für Dunkelhaube DH 30/32)	biostep GmbH Deutschland – Jahnsdorf

## 4 Beschreibung der Versuchsanlage

### 4.1 Aufbauprinzip

Der Aufbau der Versuchsanlage wurde grundlegend an der aufzubereitenden Rohwasserqualität orientiert. Als Rohwasser sollte Flusswasser in der Versuchsanlage eingesetzt werden, welches Indikatoren für fäkale Verunreinigungen enthielt. Da die Aufgabenstellung vorgab, dass einfache und kostengünstige Verfahren anzuwenden waren, wurde eine Kombination aus physikalischen und biologischen Aufbereitungsmethoden in der Versuchsanlage umgesetzt. Abbildung 4 stellt ein vereinfachtes Verfahrensschema der Versuchsanlage dar.

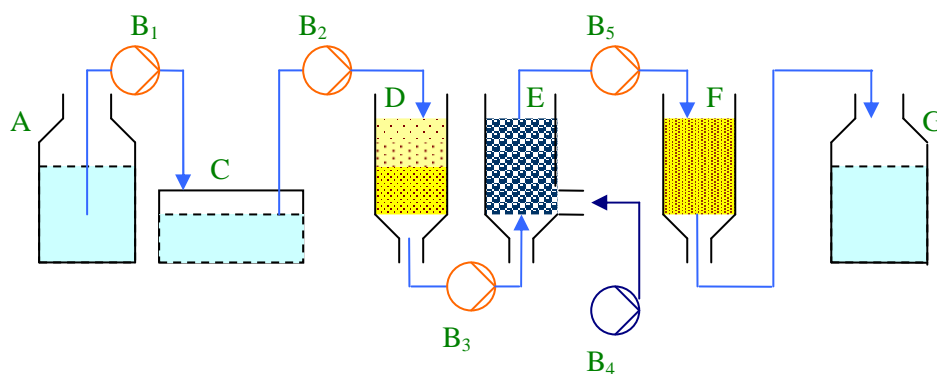


Abbildung 4: Darstellung des vereinfachten Verfahrensschemas der Versuchsanlage

- A Vorratsgefäß des Zulaufes
- B<sub>1</sub> Dosierpumpe
- B<sub>2</sub> Dosierpumpe
- B<sub>3</sub> Dosierpumpe
- B<sub>4</sub> Belüftungspumpe
- B<sub>5</sub> Dosierpumpe
- C Sedimentationsbecken
- D Mehrschichtfilter aus Sand und Kies mit verschiedenen Körnungen
- E Bioreaktor mit Styroporkugeln als Trägermaterial
- F Feinsandfilter
- G Sammelbehälter des Ablaufes

## 4.2 Aggregate

### 4.2.1 Vorratsgefäß des Zulaufes (A)

Das Vorratsgefäß (A) als ein Reservoir beinhaltete das aufzubereitende Wasser. Aus diesem Behälter wurde das Wasser in das Sedimentationsbecken (C) als erste mechanische Behandlungsstufe gefördert.

### 4.2.2 Sedimentationsbecken (C)

Im Sedimentationsbecken sollten Schweb-, Sink- und Schwimmstoffe aus dem Zulauf entfernt werden. Das Klarwasser wurde abgezogen und in den Mehrschichtfilter (D) transportiert.

### 4.2.3 Mehrschichtfilter (D)

Um die Wasserverteilung des Zulaufes zu optimieren, wurde eine Prallplatte auf die Kiesschicht aufgelegt. Der Mehrschichtfilter diente der Abtrennung nicht entfernter Schwebstoffe. Der Filter bestand aus verschiedenen Körnungen von Sanden und Kies. Der Aufbau des Filters wird in Tabelle 7 dargestellt, wobei die unterschiedlichen Schichten des Filteraufbaus von oben nach unten angegeben sind. Die erste Schicht bestand aus Kies mit einer Körnung von 2,0 mm bis 4,0 mm und sollte Verstopfungen verhindern. Anschließend folgten zwei Sandschichten verschiedener Körnungen. Mit zunehmender Tiefe des Filters wurden die Sandkörnungen zur Erhöhung der Filtrationswirkung kleiner.

Tabelle 7: Aufbau des Sand-Kies-Filters

Schicht	Filterschichthöhe [mm]	Filtermaterial	Körnung [mm]
1	70	Kies	2,00 – 4,00
2	140	Sand	1,00 – 2,00
3	350	Sand	0,70 – 1,25

Um ein Ausspülen von Sandkörnern aus dem Filter zu vermeiden, wurde eine Kiesschicht mit der Körnung von 2,0 mm bis 4,0 mm eingesetzt. Da das Ablaufrohr des Filters einen größeren Durchmesser (im Muffenstück Innendurchmesser 12 mm, außerhalb des Muffenstücks Innendurchmesser 8 mm) als der Kies hatte, wurde ein Vlies am Muffenstück fixiert, um das Verrutschen des Vlieses zu verhindern. Um ein Ausspülen von Filtermaterial zu vermeiden, wurden die Filtervliese eingesetzt. Wenn sich auf dem Sand-Kies-Filtermaterial ein Biofilm ausbildete, war auch ein biologischer Umbau von Ammonium,

Nitrit und organischen Kohlenstoffverbindungen zu erwarten. Der Filter wurde im Abwärtsstromprinzip befahren. Anschließend wurde das Filtrat in den Bioreaktor (E) gepumpt.

#### 4.2.4 Bioreaktor (E)

Da die Hauptreinigung des Wassers über den biologischen Abbau erfolgen sollte, wurden Mikroorganismen genutzt. Um die Mikroorganismen im Bioreaktor zu immobilisieren, wurden Styroporkugeln als Trägermaterial eingesetzt. Es wurden ca. 50 g des Trägermaterials in den Bioreaktor gegeben, so dass ungefähr 75 % des Bioreaktorvolumens mit Styroporkugeln befüllt war. Die Styroporkugeln waren größtenteils rund mit einem Durchmesser von 0,5 cm bis 1,2 cm. Das restliche  $\frac{1}{4}$  verbleibende Volumen diente als Sicherheit bei einem unbeabsichtigten Wasserstau. Der Wasserzulauf wurde über die untere Seite des Bioreaktors realisiert. Aufgrund des Betriebs im Aufwärtsstrom befand sich der Ablauf des Bioreaktors oben. Ein unterer seitlicher Eingang des Bioreaktors wurde für die Belüftung mittels der Hochvakuumpumpe genutzt. Um ein Verstopfen des Zu- und Ablaufes mit Styroporkugeln zu verhindern, wurden nach dem Zu- und vor dem Ablauf zwei Metallsiebe eingesetzt, welche ein Gitternetz mit einer Maschenweite von 3,0 mm x 3,0 mm besaßen.

Die auf den Styroporkugeln immobilisierten Mikroorganismen stammten aus dem Belebtschlamm der Wasserwerke Zwickau. Insgesamt wurde der Bioreaktor für 8 Wochen mit Belebtschlamm im Kreislauf gefahren, wobei einmal wöchentlich Belebtschlamm aus der Kläranlage der Wasserwerke Zwickau neu hinzugegeben wurde. Die lange Einfahrzeit des Bioreaktors war notwendig, um die Ablaufsituation, die Betriebsweise und die Belüftung des Bioreaktors zu optimieren. Bei der Belüftung war beispielsweise darauf zu achten, dass genügend Luft für die aeroben Milieubedingungen in das Wasser eingebracht wurde. Es war jedoch auch entscheidend, dass keine zu großen Scherkräfte auftraten, um nicht bereits immobilisierte Mikroorganismen wieder von den Styroporkugeln abzulösen. Für eine gute Belüftung wurde ein Ausströmungsstein eingesetzt, der eine homogene Verteilung der Luftblasen gewährleisten sollte. Über den gesamten Versuchszeitraum wurde mittels des Kleinstmengen-Durchflussmessers ein Luftstrom von  $300 \text{ L h}^{-1}$  eingestellt. Bei der Beschickung des Bioreaktors mit Schlamm wurden in die eingesetzten Siebe kleine Löcher eingefügt, um nicht nur den Abzug von Wasser, sondern auch von Schlamm zu gewährleisten. Ohne diese Löcher hätte sich eine Schlammschicht bilden können, die sich durch Verstopfungen nachteilig auf den Wasser- und Schlammtransport hätte auswirken können.

In Bezug auf die Reinigung des Zulaufwassers war die biologische Aufbereitung erwünscht. Es sollten Prozesse, wie die Nitrifikation und der Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen im Bioreaktor stattfinden. Da die Nitrifikanten als lichtempfindlich gelten (Stark, 2001), wurde der Bioreaktor mit Aluminiumfolie umhüllt. Diese verhinderte auch die Fotolyse, welche die Interpretation der Ergebnisse erschwert hätte. Der Ablauf des Bioreaktors wurde in den Feinsandfilter (F) geleitet.



#### **4.2.5 Feinsandfilter (F)**

Dieser Filter bestand aus dem Filtermaterial Feinsand mit einer Körnung von 0,2 mm bis 0,7 mm. Mit dem Feinsand sollten Biomasse und noch vorhandene Trübstoffe aus dem Wasser entfernt werden. Um Sandausschwemmungen zu verhindern, wurde eine Kiesschicht mit der Körnung 2,0 mm bis 4,0 mm mit 2 cm Höhe, mindestens bis der Boden bedeckt war, eingebracht. Zusätzlich wurde ein Filtervlies eingeklebt, um ebenfalls Sand- und Kiesaustrag zu vermeiden. Das Filtrat wurde in dem Auffanggefäß (G) gesammelt.

#### **4.2.6 Auffanggefäß (G)**

Das Filtrat aus dem Feinsandfilter (F) stellte den Ablauf der Gesamtanlage dar.

Der Transport des Wassers zwischen den einzelnen Verfahrensstufen wurde über Schläuche realisiert. Die Förderung der Zu- und Abflüsse erfolgte über Pumpen verschiedenen Typen. Nur nach der letzten Aufbereitungsstufe, dem Feinsandfilter, wurde keine Pumpe genutzt. Der Ablauf erfolgte über das Höhengefälle und die Schwerkraft, da der Sammelbehälter tiefer als der Feinsandfilter stand.

Abbildung 5 gibt noch einmal einen Überblick über den zuvor beschriebenen theoretischen Aufbau der Anlage.

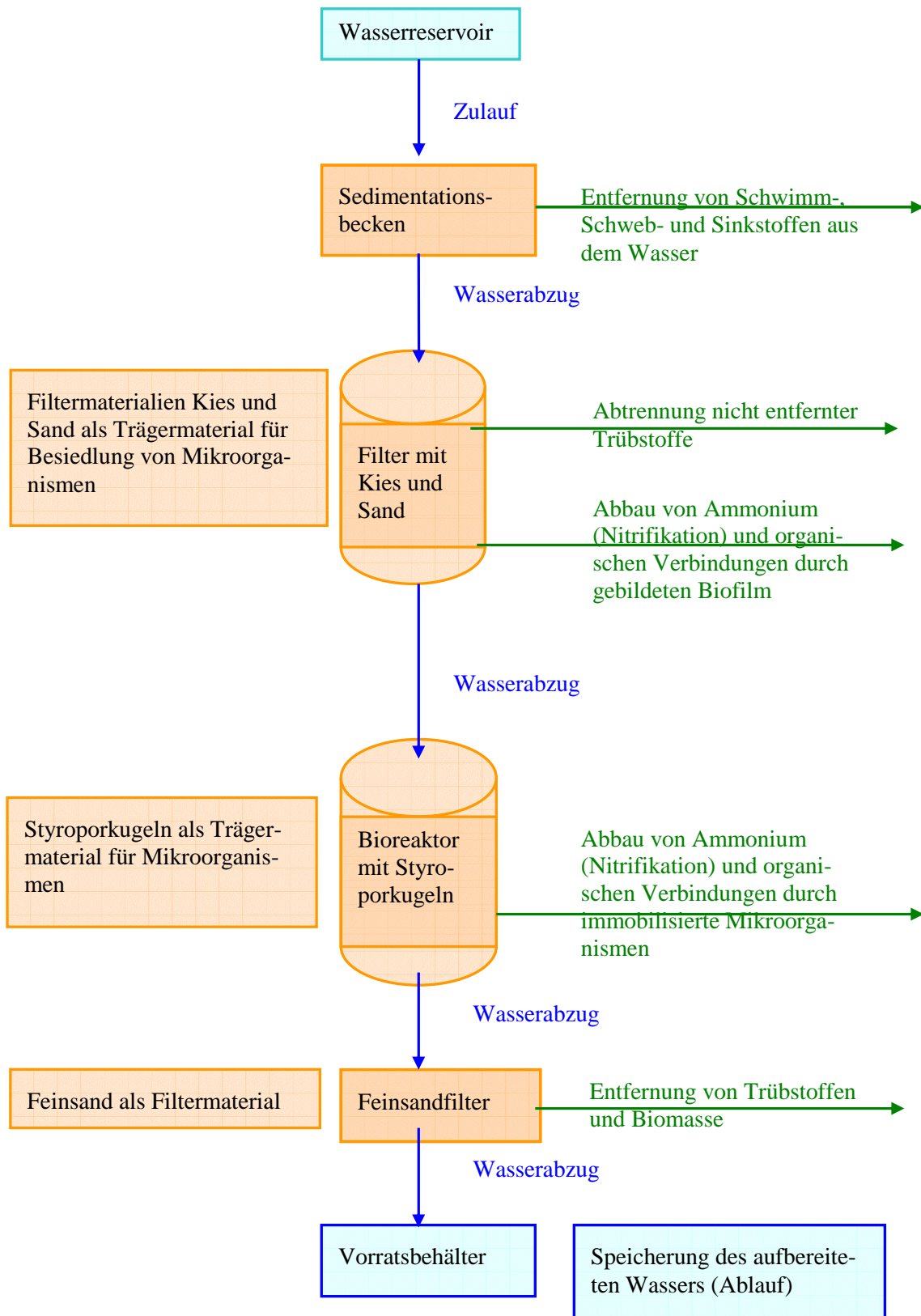


Abbildung 5: Theoretischer Aufbau der Versuchsanlage

Die folgende Abbildung 6 stellt die im Labor aufgebaute Versuchsanlage dar, wobei der theoretische Aufbau aus Abbildung 5 umgesetzt wurde.

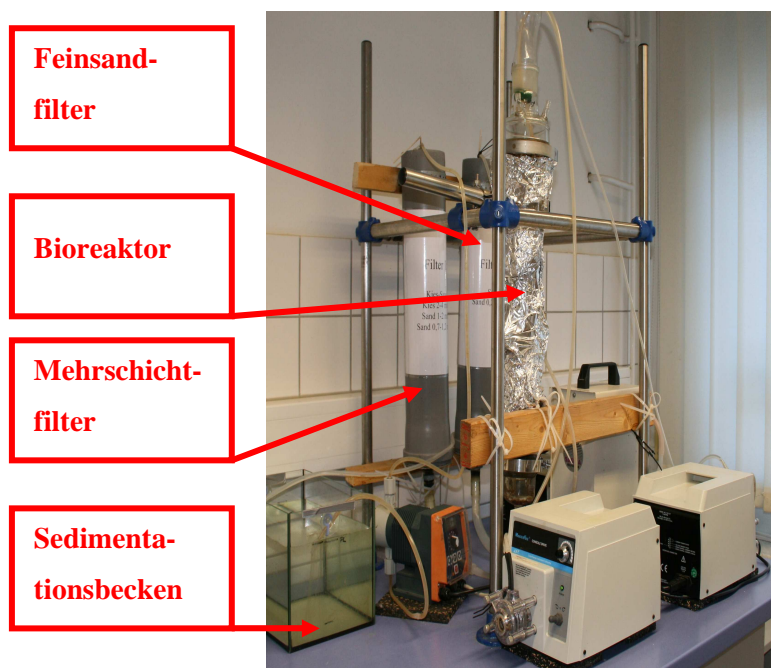


Abbildung 6: Aufgebaute Versuchsanlage

Als Versuchswasser sollte ein Wasser in der Versuchsanlage eingesetzt werden, das sich an den vorherrschenden Wasserqualitäten in Entwicklungsländern orientiert. In diesen Ländern wird typischerweise Flusswasser, das häufig durch unkontrolliertes Einleiten von kommunalem Abwasser mit Fäkalien verunreinigt wird, als Trinkwasserquelle genutzt. Das in der Versuchsanlage verwendete Wasser sollte somit vorzugsweise Verbindungen enthalten, die Indikatoren für eine Verunreinigung mit Fäkalien darstellen. Zu diesen Stoffen zählen Ammonium, Nitrit, Nitrat und Phosphat. Auch eine hohe Gesamtkeimzahl von Mikroorganismen sollte nach Möglichkeit im Versuchswasser vorhanden sein. Da die Qualität der in der Umgebung von Zwickau untersuchten Flüsse nicht den Anforderungen entsprachen, wurde zusätzlich synthetisches Modellabwasser mit Flusswasser vermischt. Die modifizierte Zusammensetzung des synthetischen Modellabwassers nach DIN 38412 L 26 kann dem Kapitel 3, S. 35 entnommen werden.

Anhand der chemischen Analyse verschiedener Rohwässer in der Umgebung Zwickaus wurde der Moritzbach ausgewählt. Abbildung 7 zeigt die Entnahmestelle des Wassers aus dem Moritzbach, welche sich in der Gemarkung Zwickau, Stadtteil Pölbitz mit den Koordinaten 50° 44' 25" N, 12° 29' 32" O (Photo locr, 2009) befand.



Abbildung 7: Entnahmestelle des Wassers aus dem Moritzbach

Der Bach wies im Vergleich zu den anderen untersuchten Flüssen höhere Ammoniumwerte auf. Die untersuchten Parameter Eisen, Mangan, Nitrat und Nitrit lagen unterhalb der Grenzwerte für die Trinkwasserverordnung. Es wurde nicht ausschließlich synthetisches Abwasser als Versuchswasser eingesetzt, um die Bedingungen realer zu gestalten. Durch Niederschläge unterliegt der Bach Veränderungen, welche mit erfasst werden sollten. Außerdem bestand durch die Nutzung von Bachwasser die Möglichkeit, natürliche Schweb-, Sink- und Schwimmstoffe in das System einzubringen. Das synthetische Modellabwasser und der Moritzbach wurden in einem Verhältnis 1:5 mit 1 Teil synthetischem Abwasser und 4 Teilen Moritzbachwasser vermischt.

Die Qualität des Trinkwassers wurde nach ausgewählten Parametern der Trinkwasserverordnung beurteilt. Für die Überprüfung wurden somit der Zu- und der Ablauf der Versuchsanlage einer chemischen Analyse unterzogen. Dabei wurden die Parameter Ammonium, Nitrit, Nitrat, Gesamt-Stickstoff, Phosphat und Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) gemessen. Da Eisen und Mangan oft im Wasser vorkommen und diese beiden Parameter einen tintigen Geschmack und eine braune Farbveränderung des Wassers verursachen, wurden diese ebenfalls untersucht. Um eine Aussage über die biologische Belastung des Wassers treffen zu können, wurde die Anzahl der Gesamtkeime und der coliformen Bakterien bestimmt.

Für die Versuche 1 und 2 wurde dasselbe Wasser eingesetzt, da die Ergebnisse des Versuches 1 den Versuch 2 direkt beeinflussten. Anhand des Versuches 1 sollte entschieden werden, wie ausgewählte Verfahrensstufen im Versuch 2 betrieben werden. Die Versuche werden in Kapitel 5 und 6 beschrieben, wobei Tabelle 8 eine Übersicht über die insgesamt durchgeführten Versuche gibt.

Tabelle 8: Überblick des Versuchsprogramms

Versuch	Titel	Ziel des Versuchs
Vorversuch	Prüfung der mikrobiellen Aktivität	Überprüfung der Immobilisierung von Mikroorganismen auf den Styroporkugeln als Trägermaterial durch Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs
Versuch 1	Untersuchung der einzelnen Anlagenteile auf die Reinigungswirkung	Bestimmung der Reinigungswirkung der Verfahrensstufen Sedimentationsbecken, Filtrationseinheit und Bioreaktor unabhängig voneinander
Versuch 2	Untersuchung der Reinigungswirkung der Gesamtversuchsanlage	Ermittlung der Aufbereitungswirkung der Versuchsanlage im kontinuierlichen Betrieb unter Anwendung aller Verfahrenseinheiten

## **5 Vorversuch: Prüfung der mikrobiellen Aktivität**

### **5.1 Vorbemerkungen**

Für die biologische Reinigung des Wassers war es notwendig, Mikroorganismen auf den Styroporkugeln als Trägermaterial zu immobilisieren. Um dies zu erreichen, wurde Belebtschlamm der Wasserwerke Zwickau für 8 Wochen im Kreislauf in den Reaktor gegeben. Der Belebtschlamm wurde sowohl im Substratbehälter als auch im Reaktor mit einem Volumenstrom von ungefähr  $300 \text{ L h}^{-1}$  belüftet. Im Ablauf des Reaktors war im Durchschnitt ein Sauerstoffgehalt von  $5,97 \text{ mg L}^{-1}$  bei  $24,1 \text{ °C}$  zu messen. Zur Überprüfung der mikrobiellen Aktivität, welche für die nachfolgenden Versuche entscheidend war, wurde der Sauerstoffgehalt im Versuchswasser über mehrere Stunden aufgenommen und der Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen überprüft.

## 5.2 Methode

Zur Überprüfung des Sauerstoffverbrauches der Mikroorganismen wurden jeweils 10 mL (entsprechen ca. 25 Stück) Styroporkugeln an unterschiedlichen Tagen willkürlich aus dem Reaktor entnommen und in je eine 250-mL-Schott-Glasflasche gegeben. Als Kontrollprobe wurden 10 mL Styroporkugeln eingesetzt, welche keinen Kontakt mit den Mikroorganismen hatten. Als Versuchswasser wurde jeweils 1 Teil synthetisches Modellab- und 1 Teil Moritzbachwasser in 250 mL Schott-Glasflaschen eingefüllt. Tabelle 9 gibt eine Übersicht über die Proben, die für diese Versuche angesetzt wurden.

Tabelle 9: Übersicht über die Proben bei der Bestimmung des Sauerstoffverbrauches

Probe	Flüssigkeit	Material
Kontrollprobe	Mischung aus 120 mL Abwasser und 120 mL Moritzbachwasser	10 mL unbenutzte Styroporkugeln
Probe 1	Mischung aus 120 mL Abwasser und 120 mL Moritzbachwasser	10 mL benutzte Styroporkugeln aus dem Reaktor
Probe 2	Mischung aus 120 mL Abwasser und 120 mL Moritzbachwasser	10 mL benutzte Styroporkugeln aus dem Reaktor
Probe 3	Mischung aus 120 mL Abwasser und 120 mL Moritzbachwasser	10 mL benutzte Styroporkugeln aus dem Reaktor

Nachdem die 250 mL Schott-Glasflaschen mit den Flüssigkeiten und den Styroporkugeln befüllt waren, wurden in jede Schott-Glasflasche ein Magnetrührstäbchen für eine homogene Durchmischung der Flüssigkeiten eingelegt. Das Magnetrührstäbchen garantierte ebenfalls das notwendige Anströmen der Sauerstoffelektrode mit dem Substratwasser. Die Sauerstoffelektrode wurde jeweils in die Schott-Glasflasche eingesetzt, dass ungefähr 3 cm der Elektrode von dem Substratwasser umströmt wurden. In den Deckel der Flaschen wurde jeweils ein Dichtungsring eingesetzt, um einen weiteren Lufteintrag zu vermeiden. In Abbildung 8 ist die allgemeine Versuchsanordnung zur Überprüfung der mikrobiellen Stoffwechseltätigkeit dargestellt.



Abbildung 8: Versuchsaufbau der Prüfung der mikrobiellen Aktivität

Die Versuche mit den Proben 1 und 2 wurden zum selben Zeitpunkt durchgeführt. Probe 3 wurde 72 h und die Kontrollprobe 5 d später angesetzt. Der Sauerstoffgehalt wurde mindestens stündlich aufgenommen.



### 5.3 Ergebnisse

Abbildung 9 zeigt den Sauerstoffgehalt im Versuchswasser über einen Zeitraum von mindestens 5 h.

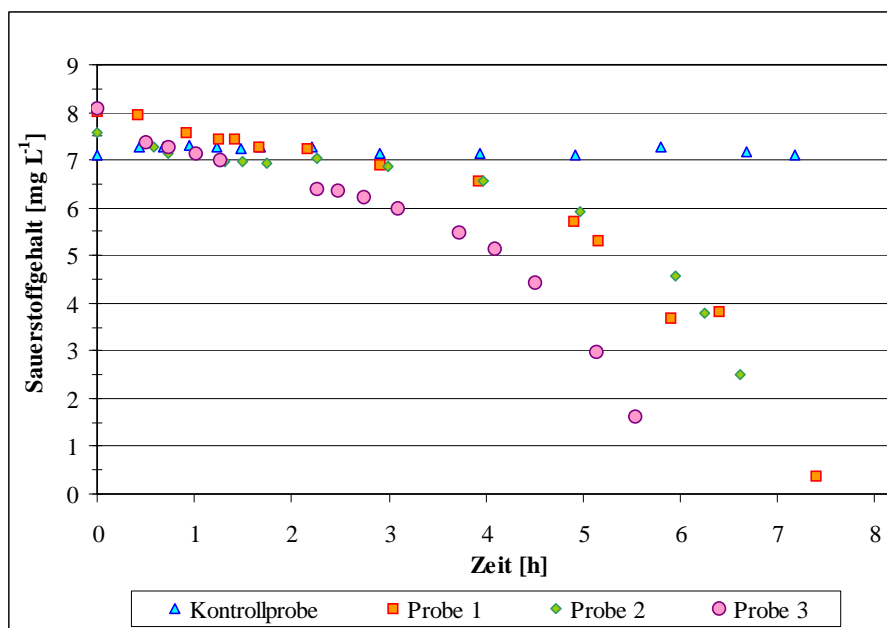


Abbildung 9: Überprüfung der mikrobiellen Aktivität durch Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs

Anhand des Sauerstoffgehaltes konnte auf den Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen geschlossen werden. Der blaue Graph stellt den Kurvenverlauf der Kontrollprobe dar. Es ist erkennbar, dass die Kurve um  $7,2 \text{ mg L}^{-1}$  schwankte, sie konnte aber im Vergleich zu den anderen Graphen als nahezu konstant betrachtet werden. Bei den Versuchen der Proben 1, 2 und 3 ist ein deutliches Absinken des Sauerstoffgehaltes im Wasser zu erkennen. Von anfänglichen  $8,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  (Versuch 1) bzw.  $7,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  (Versuch 2) waren nach 6,5 h lediglich  $3,8 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  im Versuchswasser enthalten. In 6,5 h wurden folglich  $4,2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  bzw.  $3,7 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  von den Mikroorganismen verbraucht. Bei der Probe des Versuches 3 lag der Sauerstoffgehalt zu Beginn der Messung deutlich über  $8,0 \text{ mg L}^{-1}$ . Dies war von allen 3 Messungen der höchste Sauerstoffgehalt zu Versuchsbeginn. Doch gerade bei dieser Probe zeigte sich ein schnellerer Verbrauch an Sauerstoff als bei den anderen beiden Versuchen. Der Sauerstoffgehalt sank bereits nach 5,5 h auf einen Wert von  $1,7 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ . In den beiden anderen Proben würde dieser Sauerstoffgehalt vermutlich frühestens eine Stunde später erreicht werden. Die Mikroorganismen verbrauchten in 5,5 h Sauerstoff von  $6,3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ .

## 5.4 Auswertung

Dieser Vorversuch wurde durchgeführt, um die Stoffwechseltätigkeit der auf Styroporkugeln immobilisierten Mikroorganismen zu überprüfen. In Abbildung 9 ist deutlich ein Sauerstoffverbrauch zu erkennen. Der Sauerstoffgehalt in den Versuchswässern der Proben 1, 2 und 3 wurde stark reduziert. Da es sich bei der Laborglasflasche um ein annähernd abgedichtetes System handelte, wurde der Sauerstoff lediglich von den Mikroorganismen verbraucht. Um den Sauerstoffverbrauch der Proben 1, 2, und 3 besser miteinander vergleichen zu können, wurde in Tabelle 10 der Sauerstoffverbrauch pro Stunde ermittelt. Mithilfe der Tabelle konnte, wie schon durch Abbildung 9 festgestellt, bestätigt werden, dass die Probe 3 den höchsten Sauerstoffverbrauch aufwies. In einer Stunde wurden ungefähr  $1,15 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  verbraucht. Dieser Sauerstoffverbrauch ist ungefähr doppelt so groß wie der der beiden anderen Versuche.

Tabelle 10: Ermittlung des Sauerstoffverbrauches pro Stunde

Versuch	Sauerstoffverbrauch während des Versuches		Sauerstoffverbrauch bezogen auf 1 Stunde
	Zeit [h]	Sauerstoffverbrauch [ $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ]	Sauerstoffverbrauch [ $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ]
Probe 1	6,5	4,2	0,65
Probe 2	6,5	3,7	0,57
Probe 3	5,5	6,3	1,15

### Probe 1, 2

Generell waren die Verläufe der beiden Kurven der Proben 1 und 2 sehr ähnlich. Dies lässt sich damit begründen, dass die Versuche unter denselben Bedingungen, zum selben Zeitpunkt mit derselben Moritzbachprobe durchgeführt wurden. Das Versuchswasser hatte dieselbe Zusammensetzung, besaß gleiche Parameter (wie Temperatur und pH-Wert) und annähernd dieselbe biologische Belastung der eingesetzten Moritzbachprobe. Aufgrund der Rührplatte mit mehreren Stellplätzen war von einer identischen Durchmischung der Proben auszugehen. Abweichungen in den Kurvenverläufen könnten beispielsweise mit der Probenahme begründet werden. Vielleicht wurde bei dem Moritzbachwasser bei der Abfüllung in die Laborglasflaschen keine repräsentative Probe genommen. Auch die Anzahl der auf den Styroporkugeln immobilisierten Mikroorganismen könnte unterschiedlich gewesen sein, da die Styroporkugeln willkürlich aus dem Bioreaktor entnommen wurden.

*Probe 3, 72 h später als Probe 1 und 2 angesetzt*

Deutliche Abweichungen der Proben 1 und 2 gab es jedoch zu den Messwerten der Probe 3. Dies könnte beispielsweise damit erklärt werden, dass die Probe 3 72 h später angesetzt wurde als die Proben 1 und 2. Schwankungen in der Wasserqualität könnten dabei entscheidend gewesen sein. Die biologische Belastung könnte höher gewesen sein. Außerdem wäre es möglich, dass diese Wasserprobe nicht der Qualität des Moritzbaches entsprach. Eine Verschleppung der Mikroorganismen könnte den erhöhten Sauerstoffverbrauch der Probe 3 verursacht haben. Es könnten sich aus den Versuchen mit den Proben 1 und 2 Mikroorganismen an die Sauerstoffelektrode angelagert haben, die die Messungen der Probe 3 hätten verfälschen können. Allgemeine Abweichungen zwischen den Kurvenverläufen der Proben 1, 2 und 3 könnten sich auch aus dem Abrieb von Biomasse bei der Entnahme der Styroporkugeln aus dem Bioreaktor ergeben.

*Kontrollprobe, 5 d später als Probe 1 und 2 angesetzt*

Die Messung der Kontrollprobe zeigte geringe Schwankungen. Diese könnten mit einer unzureichenden Durchmischung begründet werden. Die eingestellten Umdrehungen pro Minute könnten für eine homogene Durchmischung zu niedrig gewesen sein.

In Versuch 1, 2 und 3 konnte eine Zunahme der Flocken im Versuchswasser beobachtet werden, welche vermuten ließ, dass eine Vermehrung der Mikroorganismen während der Versuche erfolgte. Durch eine Vermehrung der Mikroorganismen erhöhte sich der Sauerstoffverbrauch. Die Sauerstoff verbrauchenden Mikroorganismen können sich im Wasser befunden haben oder/und auf den Styroporkugeln immobilisiert gewesen sein. Es war davon auszugehen, dass sich Mikroorganismen auf den Styroporkugeln zu diesem Zeitpunkt angelagert hatten, da der Sauerstoffgehalt der Kontrollprobe mit unbenutzten Styroporkugeln nahezu konstant blieb.

Aufgrund der aus diesen Versuchen bestätigten Immobilisierung von Mikroorganismen auf den Styroporkugeln konnte der Versuch 1 begonnen werden.

## **6 Versuch 1: Untersuchung der einzelnen Anlagenteile auf ihre Reinigungswirkung**

### **6.1 Vorbemerkungen**

Im Versuch 1 wurden die einzelnen Verfahrensstufen Sedimentationsbecken, Filter und Bioreaktor unabhängig voneinander auf die Reinigungswirkung analysiert.

#### *1 Sedimentationsbecken*

Das Ziel dieses Teilversuches bestand in der Ermittlung der Reinigungswirkung des Sedimentationsbeckens in Abhängigkeit von verschiedenen Aufenthaltszeiten des Versuchswassers.

#### *2 Filtrationseinheit*

In Filtrationsversuchen sollten zwei verschiedene Filteraufbauten auf die Reinigungswirkung untersucht werden. Der Filter mit der besseren Aufbereitungswirkung sollte in der Versuchsanlage Anwendung finden.

#### *3 Bioreaktor*

Der Bioreaktor wurde mit unterschiedlichen Füllständen betrieben, um die beste Reinigungswirkung dieser Aufbereitungsstufe zu ermitteln.

## 6.2 Methoden

### 6.2.1 Sedimentationsbecken

Die Aufenthaltszeit des Wassers im Absetzbecken richtet sich nach den enthaltenen Materialien. Verschiedene Stoffe besitzen anhand unterschiedlicher Formen, Größe und Gewicht eine spezifische Sinkgeschwindigkeit. Für verschiedene Materialien ist die charakteristische Sinkgeschwindigkeit in Tabelle 11 angegeben. In der Tabelle ist ebenfalls die spezifische Absetzzeit aufgeführt, die anhand der Sinkgeschwindigkeit mit Formel (6.1) berechnet wurde.

Tabelle 11: Übersicht der Absetzgeschwindigkeiten in Abhängigkeit vom Material

Material	Sinkgeschwindigkeit [ $\text{m s}^{-1}$ ] (Grombach, 1993)	spezifische Absetzzeit anhand der Sinkgeschwindigkeit
schlecht absetzbare Flocken organischer Herkunft	$10^{-5}$	4,16 h
leicht absetzbare Flocken	$10^{-3}$	2,5 min
Sand	$10^{-2}$	15 s

$$t = \frac{s}{v} \quad (6.1)$$

mit

t Absetzzeit

s Sinkweg = Höhe des Sedimentations-beckens mit  
s = 0,15 m

v Sinkgeschwindigkeit

Anhand der Absetzzeiten war es möglich, die Aufenthaltszeit des Versuchswassers im Sedimentationsbecken festzulegen. Für Absetzbecken wird eine Aufenthaltszeit für Wasser von 1,5 h empfohlen (Grombach, 1993). Orientierend an den berechneten spezifischen Absetzzeiten und der empfohlenen Behandlungszeit wurden folgende Aufenthaltszeiten des Versuchswassers angesetzt:

- |     |       |
|-----|-------|
| (1) | 0,5 h |
| (2) | 1,0 h |
| (3) | 2,0 h |

In das Sedimentationsbecken wurden 8 L Versuchswasser eingefüllt und nach der verstrichenen Aufenthaltszeit wurde eine Probe aus dem Sedimentationsbecken entnommen. Bei der Probennahme war darauf zu achten, dass das Versuchswasser im Becken nicht sehr in Bewegung versetzt wurde. Eine Bewegung des Versuchswassers hätte das Aufwirbeln bereits sedimentierter Stoffe zur Folge gehabt. Bei diesen Versuchen wurden der Zu- und Ablauf untersucht.

### **6.2.2 Filtrationseinheit**

Bei der Filtrationsstufe sollten zwei verschiedene Filteraufbauten auf ihre Reinigungswirkung untersucht werden. Im Vergleich wurden ein Ein- und ein Mehrschichtfilter im Abwärtsstromprinzip angewendet. Der Aufbau des Mehrschichtfilters entspricht dem wie in Kapitel 3.

Der Einschichtfilter bestand aus Sand einer einzigen Körnung von 0,7 mm bis 1,2 mm. Um Sandaustrag zu vermeiden, wurden auch in diesen Filter eine Kiesschicht von 2,0 mm bis 4,0 mm und zwei Filtervliese eingesetzt.

Vor den Filtrationsversuchen wurden die Filter jeweils mit 1 L Versuchswasser gespült. Zum Spülen wurde Versuchswasser eingesetzt, um eine Verdünnung des Filtrats durch DI- oder Leitungswasser zu vermeiden. Mit dem Spülen der Filter sollte das Filtermaterial angefeuchtet werden, um die Versuchsbedingungen der kontinuierlichen Betriebsweise zu simulieren. Nach der Spülung wurde ca. 1 L des Versuchswassers auf den Filter gegeben. Sowohl der Zu- als auch der Ablauf wurden analysiert.

### **6.2.3 Bioreaktor**

Bei der Aufbereitungsstufe des Bioreaktors wurden verschiedene Volumina in den Bioreaktor eingefüllt und die Reinigungswirkung analysiert. Dazu wurde der Bioreaktor mit Voll- und Halbvolumen betrieben. Auch die Reinigungswirkung des Rieselbetriebs wurde untersucht.

(a) Rieselbetrieb (Wasserfüllstand 0 %)

Um den Bioreaktor im Rieselbetrieb zu befahren, wurde der Bioreaktor im Abwärtsstrom bei einem Volumenstrom von  $45 \text{ mL h}^{-1}$  betrieben.

(b) Halbvolumen (Wasserfüllstand 50 %)

Für den Betrieb des Bioreaktors mit Halbvolumen wurden 600 mL des Versuchswassers in den Bioreaktor gefüllt. Der Durchfluss bei diesem Versuch betrug  $60 \text{ mL h}^{-1}$  im Abwärtsstromprinzip.

(c) Vollvolumen (Wasserfüllstand 100 %)

Um den Reaktor als Festbettreaktor zu betreiben, wurde ein Volumen von 1,2 L Versuchswasser eingefüllt, so dass alle Styroporkugeln mit Versuchswasser bedeckt waren. Mit einem Durchfluss von  $41 \text{ mL h}^{-1}$  wurde dieser Versuch im Aufwärtsstrom durchgeführt.

In allen Versuchen wurde der Bioreaktor mit einem Volumenstrom von  $300 \text{ L h}^{-1}$  im Aufwärtsstromprinzip belüftet und kontinuierlich betrieben.

Als Versuchswasser wurde für alle drei Teilversuche eine Mischung aus 4 Teilen Moritzbach und 1 Teil synthetischem Modellabwasser hergestellt.

#### **6.2.4 Analyse der chemischen Parameter**

Um die Wasserqualität zu überprüfen, wurde der Zu- und Ablauf auf ausgewählte Parameter der Trinkwasserverordnung untersucht. Über photometrische Reaktionen wurden die Stickstoffparameter Ammonium, Nitrit, Nitrat und Gesamt-Stickstoff analysiert. Auch der CSB, Eisen, Mangan und die Wasserhärte wurden mit dem Photometer gemessen. Für die Bestimmung des pH-Wertes, der Leitfähigkeit und des Sauerstoffgehaltes wurden Elektroden genutzt. Vor der chemischen Analyse der Proben mittels Photometer wurden die Proben mittels Falten- und Membranfilter gefiltert.

Die Durchführung der photometrischen Messungen und die Arbeit mit den Elektroden (d.h. messen und kalibrieren) erfolgten nach den Arbeitsanleitungen der Gerätelieferanten. Für die photometrischen Messungen wurden für jeden Test verschiedene Wellenlängen benötigt, welche im Materialteil, S. 39 aufgeführt sind. Alle gemittelten Messwerte sind im Anhang 1 aufgeführt.

## 6.3 Darstellung und Auswertung der Ergebnisse des Versuchs 1

### 6.3.1 Sedimentationsbecken

Wurden die Ergebnisse der Sedimentationsversuche in Abhängigkeit von den unterschiedlichen Aufenthaltszeiten des Versuchswassers miteinander verglichen, zeigten sich je nach Parameter Unterschiede.

#### Eisen

Abbildung 10 stellt die Eisenkonzentrationen des Zu- und Ablaufes für die Aufenthaltszeiten 0,5 h, 1,0 h und 2,0 h, über drei Messungen gemittelt, in den Sedimentationsversuchen im Absetzbecken dar. Die Eisenkonzentration konnte bei einer Aufenthaltszeit von 1,0 h und 2,0 h minimal verringert werden.

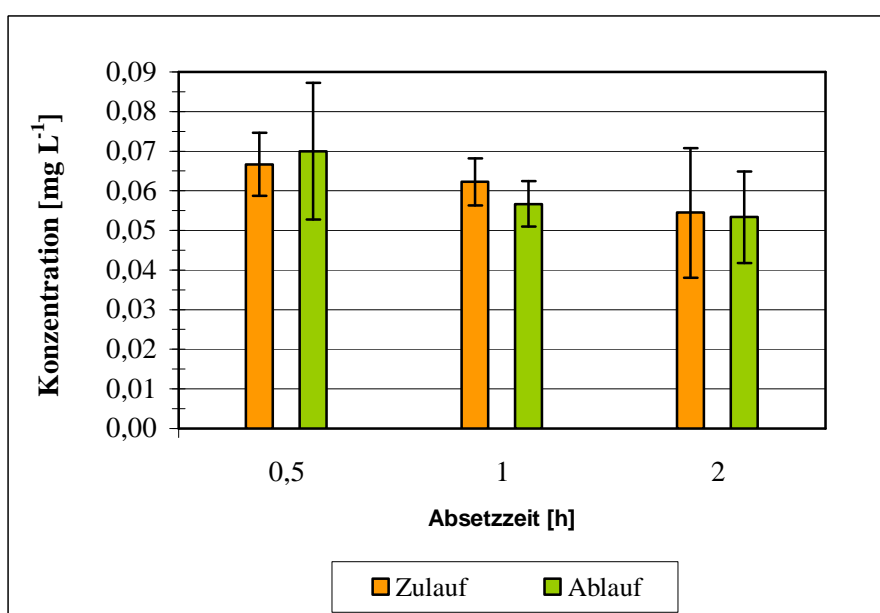


Abbildung 10: Eisenkonzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1

Dies könnte mit dem Sauerstoffgehalt im Zulauf von ca.  $9,74 \text{ mg L}^{-1}$  erklärt werden. Durch den Sauerstoff könnte die Enteisung über die Oxidation von Eisen(II)-Ionen zu Eisen(III)-Ionen stattgefunden haben. Diese wurden zu Eisenoxidhydraten hydrolysiert und fielen aus, so dass die Sedimentation wirkte. Befand sich das Wasser jedoch nur 0,5 h im Absetzbecken, konnte keine Reduzierung der Eisenkonzentration erzielt werden. Dies lässt den Schluss zu, dass die Aufenthaltszeit für eine wirksame Enteisung im Sedimentationsbecken bei 0,5 h nicht ausreichend war. Der Grenzwert für Eisen liegt nach Trinkwasserverordnung (TVO) bei  $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ . Dieser Wert war bereits im Zulauf unterschritten, im Ablauf ebenfalls.



## Mangan

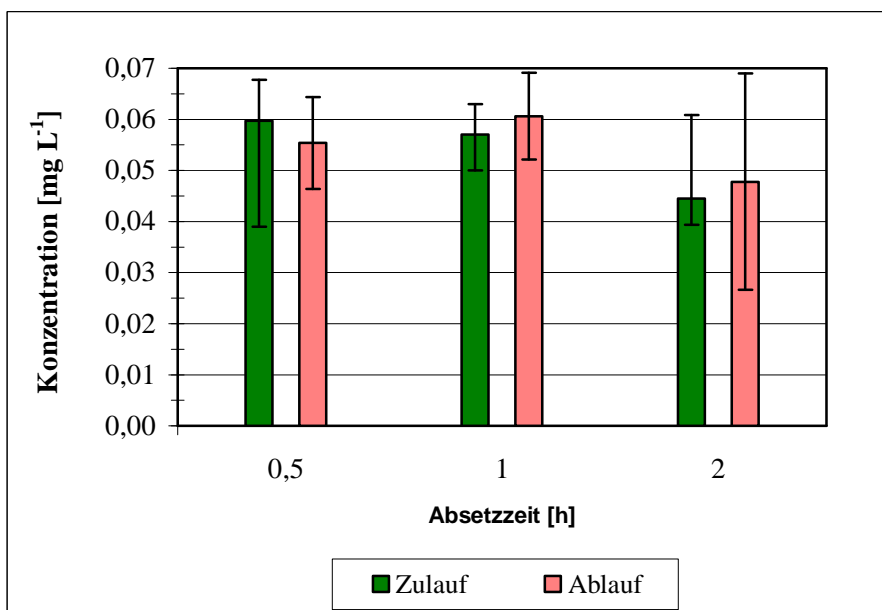


Abbildung 11: Mangankonzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1

Abbildung 11 zeigt die Mittelwerte der Konzentrationen an Mangan im Sedimentationsversuch für die verschiedenen Aufenthaltszeiten von jeweils drei Messungen. Die Entfernung von Mangan aus dem Zulauf konnte bei einer Aufenthaltszeit von 0,5 h am besten realisiert werden. Durch den im Wasser verfügbaren Sauerstoff von ca.  $9,47 \text{ mg L}^{-1}$  konnten bereits Mangan(II)-Ionen zu Mangan(IV)-Ionen oxidiert werden. Diese fielen aus und sedimentierten. Bei den Aufenthaltszeiten von 1,0 h und 2,0 h war jedoch eine minimale Erhöhung der Mangankonzentration zu verzeichnen. Der Grenzwert für Mangan wird in der TVO mit  $0,05 \text{ mg L}^{-1}$  angegeben, welcher im Zulauf teilweise überschritten war. Durch die Sedimentation konnte die Mangankonzentration jedoch nicht soweit verringert werden, dass die Vorgabe der TVO erfüllt war.

Für die Eisen- und Manganentfernung wäre evtl. eine Belüftung vor der Sedimentationsstufe empfehlenswert. Durch die Belüftung könnte die Oxidation der löslichen Eisen(II)-Ionen und Mangan(II)-Ionen gefördert werden, so dass die unlöslichen Eisen(III)- und Mangan(IV)-oxidhydratverbindungen entstehen und über das Sedimentationsbecken aus dem Wasser entfernt werden.

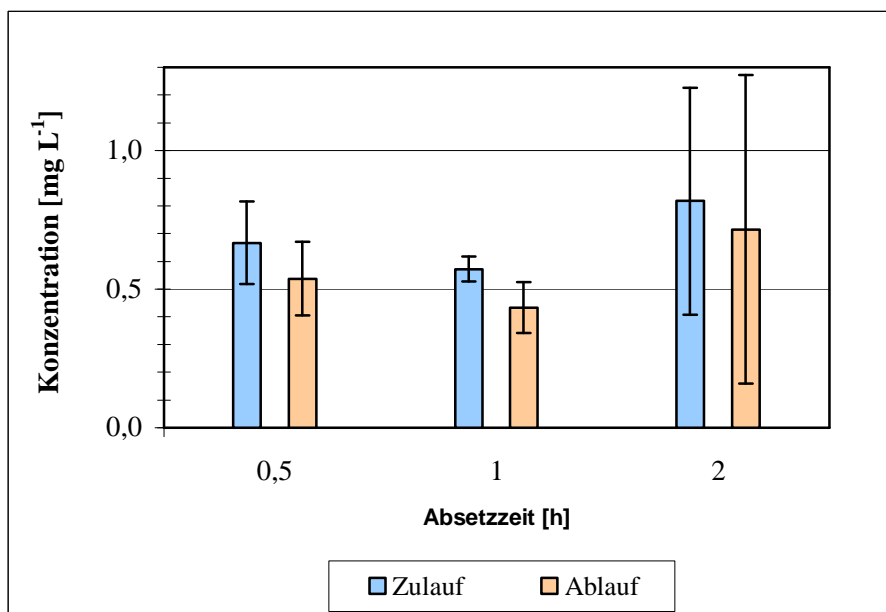
*Stickstoffverbindungen*

Abbildung 12: Ammoniumkonzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1

Abbildung 12 stellt die über drei Messungen gemittelten Ammoniumkonzentrationen im Sedimentationsbecken für die Absetzversuche in Abhängigkeit der unterschiedlichen Aufenthaltszeiten dar. In allen Sedimentationsuntersuchungen war generell eine Reduzierung der Ammoniumkonzentration erkennbar. Dies war ein Zeichen für die beginnende Nitrifikation durch die Ammonium-Oxidierer, welche durch den Moritzbach in das Versuchswasser eingebracht worden sind. Das Ammonium wurde zu Nitrit umgewandelt. Mit der stattgefundenen Nitrifikation war auch die teilweise im Versuch erzielte Verringerung von Nitrit zu erklären.

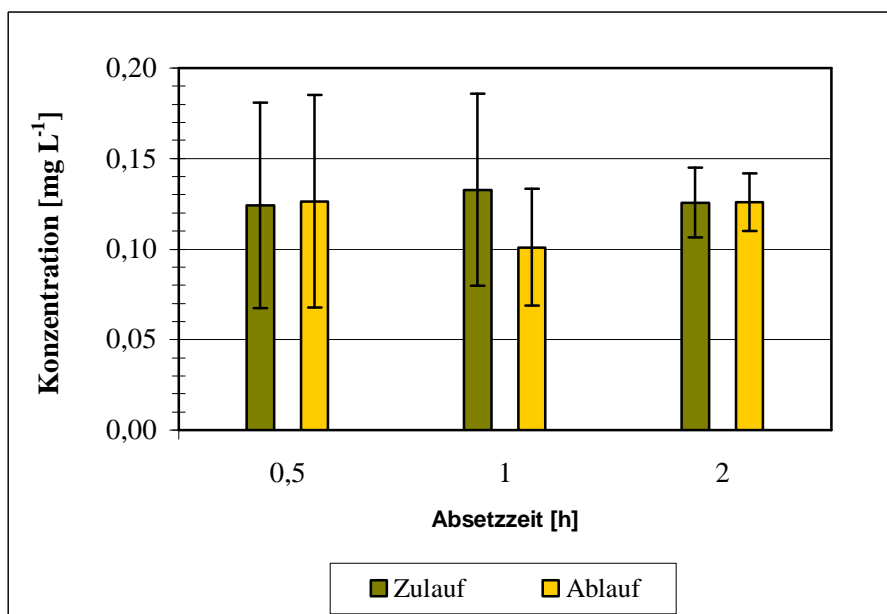


Abbildung 13: Nitritkonzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1

In Abbildung 13 sind die über drei Messungen gemittelten Nitritkonzentrationen und in Abbildung 14 die jeweils gemittelten Nitratkonzentrationen im Sedimentationsbecken für den Versuch 1 dargestellt. Abbildung 15 zeigt die Mittelwerte der Gesamt-Stickstoffkonzentration von drei Messungen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1.

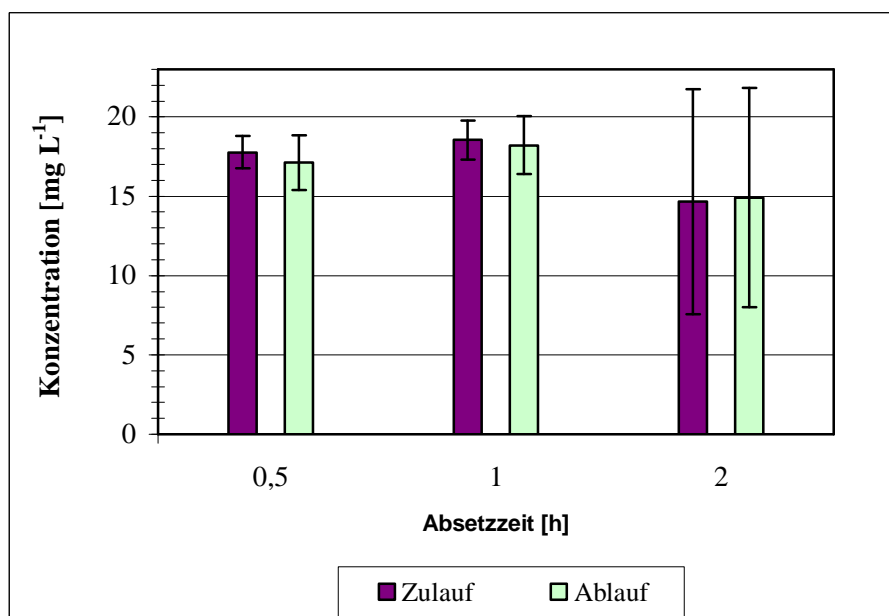


Abbildung 14: Nitratkonzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1

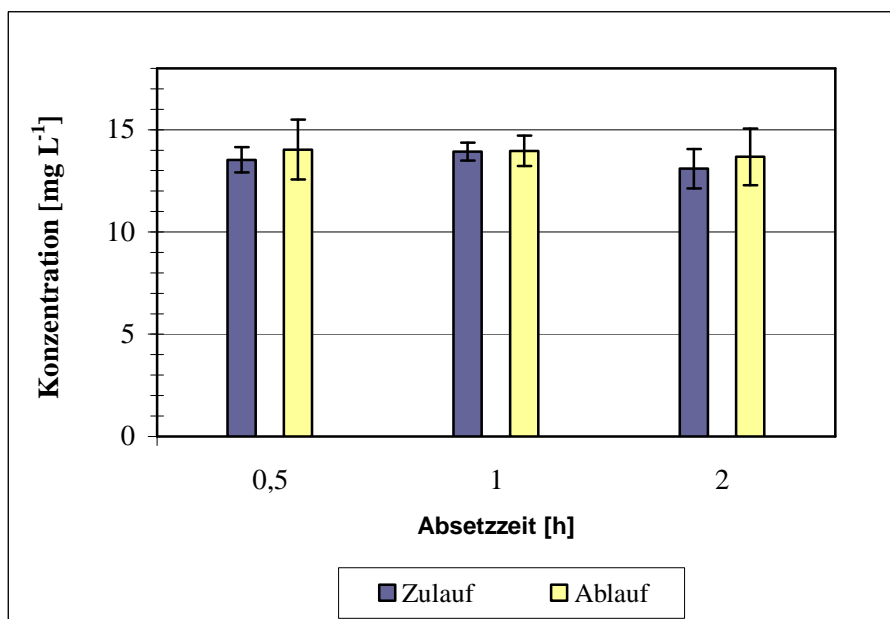


Abbildung 15: Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1

Das im Versuchswasser enthaltene und das durch die Nitrifikation neu gebildete Nitrit wurde durch die Tätigkeit der Nitrit-Oxidierer zu Nitrat umgewandelt. Bei einer Aufenthaltszeit von 1,0 h war jedoch auch ein Anstieg der Nitritkonzentration zu verzeichnen. Es scheint, als hätten Nitrit-Oxidierer nicht schnell genug die Stoffwechseltätigkeit verrichtet. Weiterhin besteht die Möglichkeit, dass bei der Probenahme des Moritzbachwassers eine größere Zahl Ammonium-Oxidierer als Nitrit-Oxidierer aufgenommen wurde. Dadurch könnten Ammonium-Oxidierer das aus der Ammonifikation stammende und das im Versuchswasser bereits enthaltene Ammonium in höheren Konzentrationen zu Nitrit umgesetzt haben als was Nitrit-Oxidierer Nitrit zu Nitrat hätten umwandeln können. Wurde über die Stickstoffbilanz aus dem Gesamt-, Ammoniak-, Nitrit- und Nitrat-Stickstoff der organische Stickstoff bestimmt, so zeigte sich eine deutliche Verschiebung. Der organische Stickstoff wurde zu Ammonium umgesetzt und dessen Konzentration somit deutlich verringert. Diese Ammonifikation spiegelte sich auch in dem leichten Anstieg des pH-Wertes wider, da aus dem organischen Stickstoff Ammoniak gebildet wurde. Dieses reagierte mit Wasser zu Ammonium- und Hydroxidionen, wobei letztere den pH-Wert erhöhten. Durch die Umsetzung von Nitrit stieg die Konzentration von Nitrat als Endprodukt der Nitrifikation. Die steigende Konzentration im Gesamt-Stickstoff lässt sich mit dem Anstieg der Nitratkonzentration begründen. Die Grenzwerte aller Stickstoffverbindungen laut TVO konnten eingehalten werden.

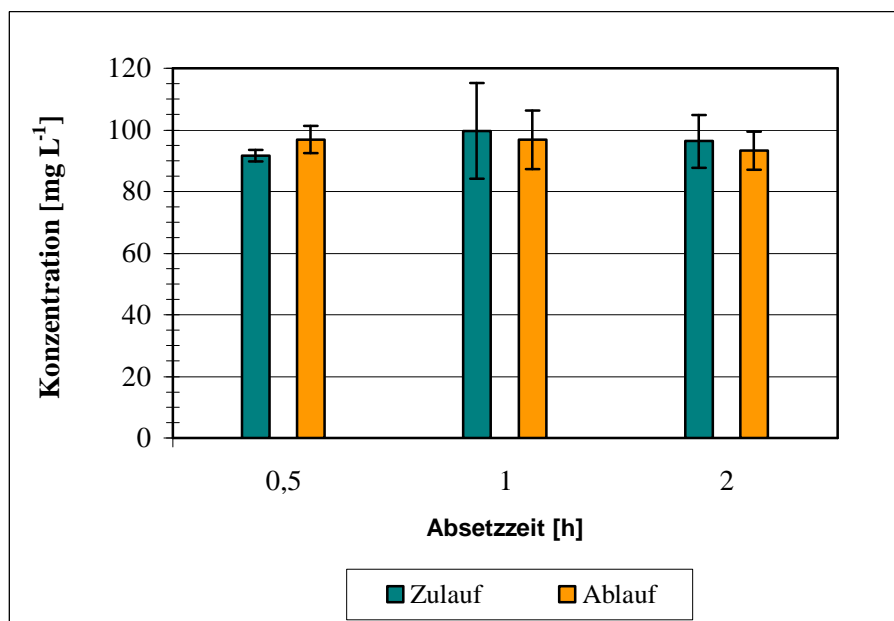
*Kohlenstoffverbindungen*

Abbildung 16: CSB-Konzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1

In Abbildung 16 sind die Mittelwerte der CSB-Konzentrationen von drei Messungen im Sedimentationsbecken für die verschiedenen Aufenthaltszeiten des Versuchs 1 aufgezeigt. Eine Oxidation von Kohlenstoffverbindungen konnte durch die Verfahrenseinheit der Sedimentation nicht bewiesen werden. Dass keine Kohlenstoffverbindungen umgesetzt worden sind, könnte mit der noch nicht erfolgten Adaption der heterotrophen Mikroorganismen an die im Versuchswasser enthaltenen organischen Kohlenstoffverbindungen erklärt werden. Durch die Mischung aus Moritzbach- und synthetischem Modellabwasser wurde die Zusammensetzung verändert. Durch die Zugabe von Pepton, Glucose und Fleischextrakt standen andere Kohlenstoffquellen zur Verfügung.

### Phosphat

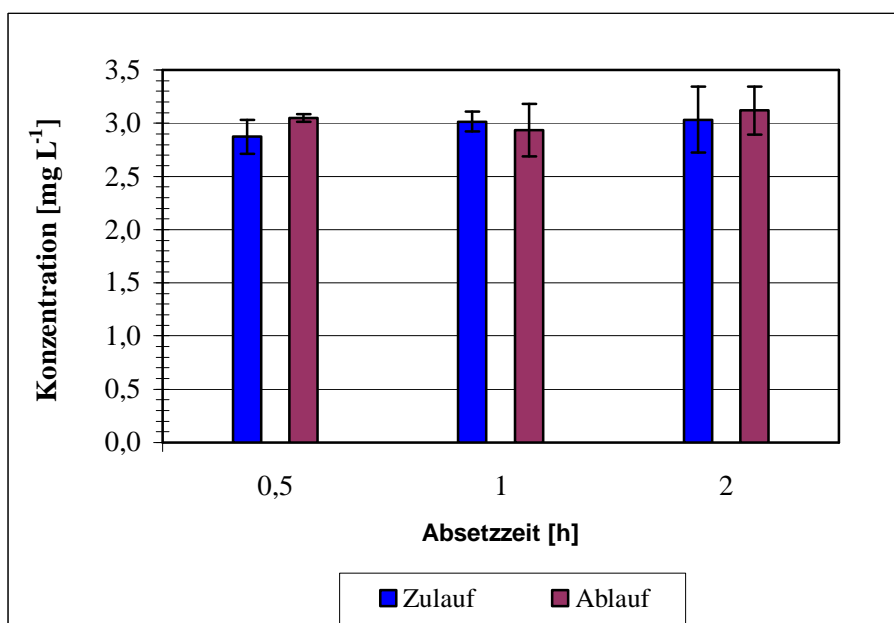


Abbildung 17: Phosphatkonzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1

Abbildung 17 stellt die über drei Messungen gemittelte Konzentration an Phosphat im Sedimentationsbecken des Versuchs 1 dar. Es zeigt sich, dass die Konzentrationen nur minimal verändert wurden, was mit natürlichen Messschwankungen begründet wird. Ein Verbrauch von Phosphat durch Mikroorganismen, die gegebenenfalls aus dem Moritzbachwasser eingetragen worden sind, beispielsweise zum Aufbau von Adenosintriphosphat (ATP) zur Energiegewinnung oder beim Zellwachstum für die Desoxyribonukleinsäure (DNS) konnte nicht ausgeschlossen werden, wurde allerdings nicht angenommen. Wahrscheinlicher war die Phosphatausfällung mit Calcium- und Magnesiumionen.

### Wasserhärte

Die nachfolgenden drei Diagramme zeigen die über drei Messungen jeweils gemittelten Konzentrationen der Wasserhärte-, der Calcium- und Magnesiumionen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1 für verschiedene Aufenthaltszeiten.

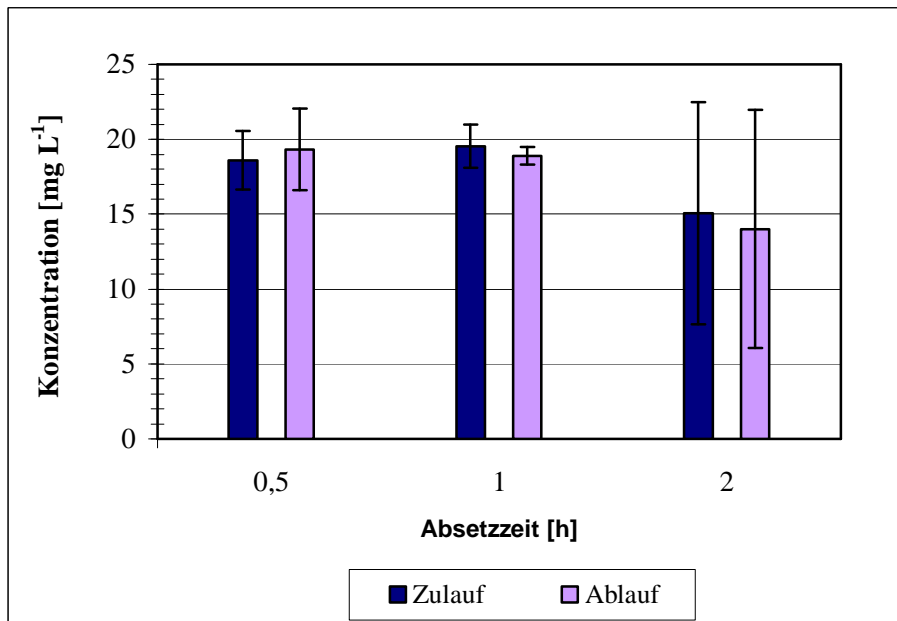


Abbildung 18: Wasserhärte-Konzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1

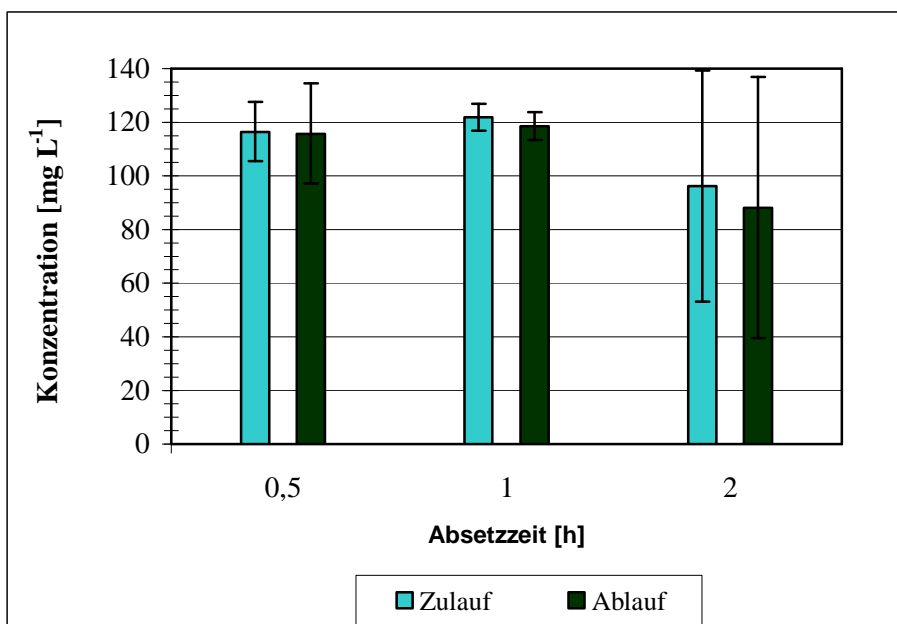


Abbildung 19: Calciumionenkonzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1

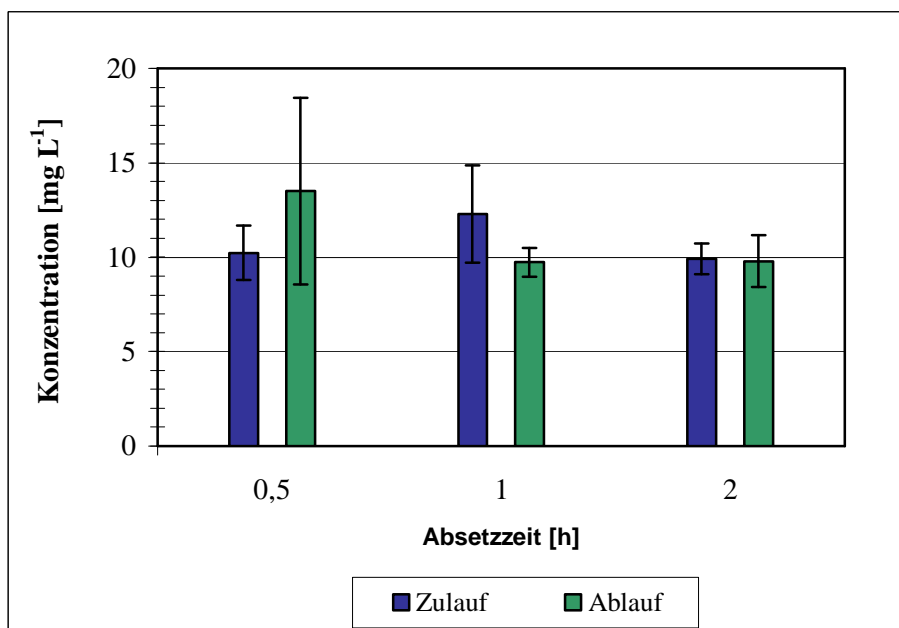


Abbildung 20: Magnesiumionenkonzentrationen im Sedimentationsbecken des Versuchs 1

Die Wasserhärte und die in diesem Zusammenhang stehenden Calcium- und Magnesiumionen konnten in dem Versuch bei Aufenthaltszeiten von 1,0 h und 2,0 h ebenfalls verringert werden. Die Reduzierung in den Konzentrationen lässt sich mit der Bildung von Kalk erklären, so dass Calcium- und Magnesiumionen durch die Bindung an Carbonationen als unlösliche Verbindungen ausfielen. Die Wasserhärte betrug im Zu- und Ablauf ungefähr 17 °dH. Beide untersuchten Wässer waren nach dem Wasch- und Reinigungsmittelgesetz 2007 (WRMG) hartem Wasser zuzuordnen.

### *Leitfähigkeit*

Auf die Leitfähigkeit schien das Absetzbecken keinen nennenswerten Einfluss zu haben, da kaum Ionen durch diese Verfahrensstufe aus dem Wasser entfernt oder eingebracht worden sind. Der Grenzwert für die Leitfähigkeit beträgt nach der TVO 2500  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . Mit gemessenen Werten von  $< 800 \mu\text{S cm}^{-1}$  ist diese Bedingung der TVO erfüllt.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Verfahrenseinheit der Sedimentation bei einer Aufenthaltszeit von 1,0 h die beste Reinigungswirkung aufwies.

Dass keine Veränderung in der chemischen Zusammensetzung des Wassers durch die Sedimentation erfolgt, war zu erwarten. Ein Umbau der Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen wird im Allgemeinen nicht über das Sedimentationsbecken erzielt. Die eigentliche Aufgabe des Sedimentationsbeckens, Schweb-, Sink- und Schwimmstoffe aus dem Wasser zu entfernen, konnte nur visuell beobachtet werden. Wenn durch das Moritzbachwasser Schwebstoffe in das Versuchswasser, beispielsweise durch starke Regenfälle oder Schneeschmelze, eingebracht wurden, hatten sich diese innerhalb weniger Minu-



ten abgesetzt. Das Absetzbecken zeigte jedoch auf Blätter keinerlei Wirkung, welche für den Transport über Schläuche und Pumpen eine Verstopfungsgefahr darstellten. In der Versuchsanlage wurden diese deshalb aus dem Versuchswasser manuell ausgelesen. Aus diesem Grund sollte bei der Nutzung von Oberflächenwässern vor der Sedimentationsstufe ein Rechen angewendet werden. Auf eine Entfärbung des Wassers hatte die Sedimentation keinen Einfluss.

### 6.3.2 Filtrationseinheit

Wurden die Ergebnisse der zwei unterschiedlichen Filteraufbauten miteinander verglichen, zeigten sich hauptsächlich in der Umsetzung der Stickstoffverbindungen Unterschiede. Bei den anderen Parametern waren die Tendenzen ähnlich.

#### Eisen

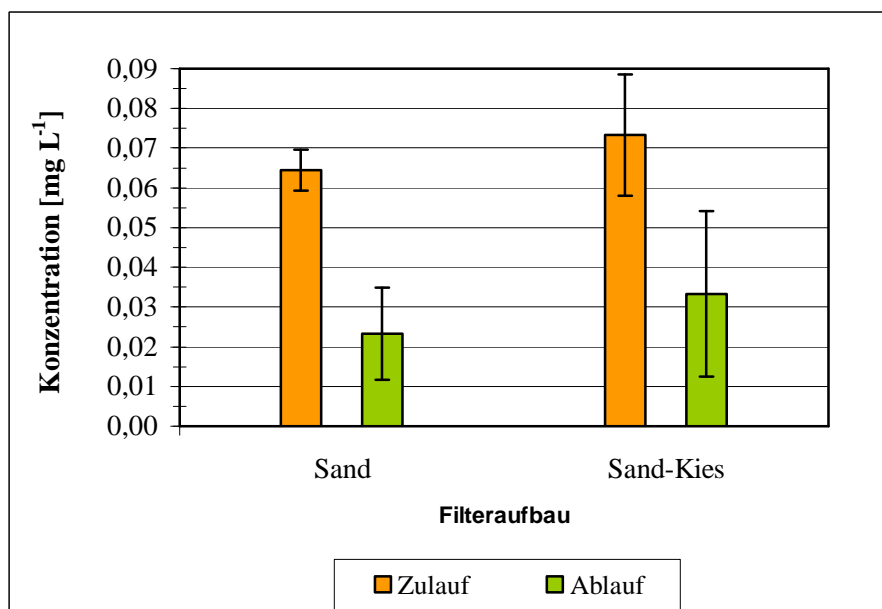


Abbildung 21: Eisenkonzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten im Versuch 1

In Abbildung 21 sind die über drei Messungen gemittelten Eisenkonzentrationen in Abhängigkeit vom Filteraufbau des Versuchs 1 dargestellt. Bei der Filtration des Zulaufes zeigte sich unabhängig vom Filteraufbau eine Reduzierung der Eisenkonzentration, wobei im Mehrschichtfilter eine größere Menge an Eisen aus dem Versuchswasser abgetrennt werden konnte. Als Grund hierfür könnte das unterschiedliche Filtermaterial und das in diesem Zusammenhang stehende Porenvolumen angesehen werden. Durch den Filteraufbau im Mehrschichtfilter mit den grob- und in tieferen Schichten zunehmend feinkörnigeren Materialien kann eine größere Feststoffmenge aus der zu filtrierenden Flüssigkeit entfernt und an das Filtermaterial angelagert werden (Grombach, 1993). Außerdem besaß das grobkörnigere

Material im Mehrschichtfilter größere Poren zwischen den einzelnen Kiessteinen. In diesen Zwischenräumen könnte Luftsauerstoff verfügbar gewesen sein, welcher die Oxidation von Eisen(II)-Ionen zu den Eisen(III)-Ionen ermöglichte. Diese wurden zu Eisen(III)-oxidhydrat umgewandelt, so dass sie als kleine Flocken noch in der Kies- oder in einer der folgenden Sandschichten an dem Filtermedium adsorbiert wurden. Der Sauerstoffgehalt lag durchschnittlich bei ca.  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , so dass eine Enteisung durch Sauerstoff  $> 5 \text{ mg L}^{-1}$  möglich gewesen wäre. Der Grenzwert für Eisen von  $0,2 \text{ mg L}^{-1}$  (TVO) war bereits im Zulauf unterschritten, im Ablauf konnte die Eisenkonzentration weiter verringert werden. Für alle in diesem Versuch stattgefundenen Oxidationsprozesse wurden  $2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  verbraucht.

### Mangan

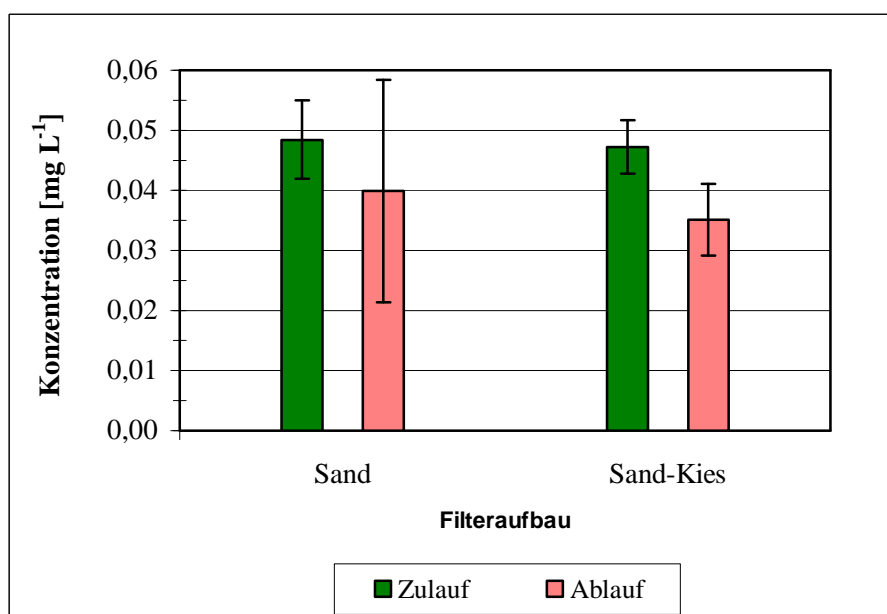


Abbildung 22: Mangankonzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1

Abbildung 22 zeigt die über drei Messungen jeweils gemittelten Konzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten im Versuch 1. Auch die Abtrennung von Mangan konnte im Mehrschichtfilter im Vergleich zum einschichtigen Filteraufbau mit besserem Ergebnis realisiert werden. Grund hierfür war vermutlich wie bei Eisen der unterschiedliche Filteraufbau sein. In den oberen Schichten könnte mehr Luftsauerstoff vorhanden gewesen sein, so dass in diesen Schichten die Oxidation von Mangan(II)-Ionen zu Mangan(IV)-Ionen erfolgte. Die entstandenen Ionen wurden zu Mangan(IV)-oxidhydraten hydrolysiert, welche sich als kleine Flocken in den tiefer liegenden Sandschichten ablagerten. Eigentlich findet die Entmanganung erst nach der Enteisung statt. Da in dem Versuchswasser jedoch nur eine geringe Eisenkonzentration vorhanden war und keine größeren Mengen an Eisen aus dem Wasser entfernt werden konnten, könnte der im Vergleich zum Eisen bessere Manganabbau begründet sein. Die chemische Entmanganung findet erst ab pH-Werten  $> 9$  statt. Der Zulauf wies jedoch pH-Werte von lediglich 7,4 bis 8,1 auf, so dass von einer biologischen Entfernung des Mangans ausgegangen wurde.

(nach Hancke, 1998). Der Grenzwert von Mangan von  $0,05 \text{ mg L}^{-1}$  (TVO) konnte im Mittelwert bei beiden Filteraufbauten eingehalten werden, war jedoch in den Teilversuchen im Ablauf des Einschichtfilters überschritten, im Ablauf des Mehrschichtfilters war der Grenzwert unterschritten.

Um die Entmanganung zu verbessern, könnte eine Belüftung vor der Filterstufe angewendet werden. Gebildete Flocken könnten direkt über das Filtermaterial aufgenommen werden.

### Stickstoffverbindungen

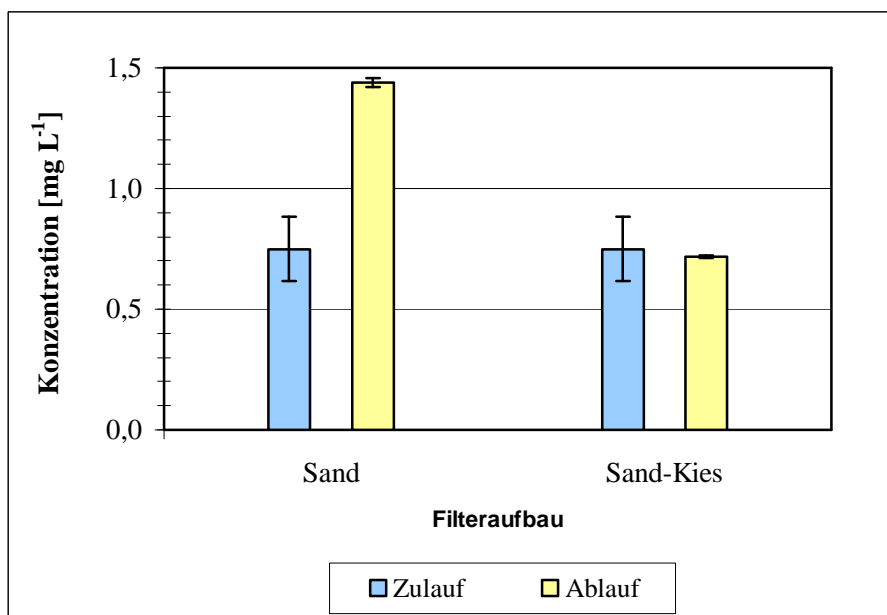


Abbildung 23: Ammoniumkonzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1

Abbildung 23 stellt die Mittelwerte von drei Messungen der Ammoniumionenkonzentrationen in Abhängigkeit vom Filteraufbau für den Versuch 1 dar. In beiden Filteraufbauten wurden die Ammonium- und Nitritkonzentrationen durch die Filtration verändert. In dem Einschichtfilter wurde im Ablauf eine deutlich höhere Ammoniumkonzentration als im Zulauf gemessen. Im Mehrschichtfilter wurde ebenfalls eine geringe Erhöhung der Ammoniumkonzentration festgestellt. Die Ammoniumkonzentrationen in beiden Filtern wurden durch die mikrobielle Tätigkeit der Mikroorganismen, die Ammonifikation, erhöht. Der organische Stickstoff aus den zugesetzten organischen Verbindungen des Versuchswassers, wie Harnstoff sowie den Peptiden und Aminosäuren des Peptons, wurde zu Ammonium umgewandelt. Das gebildete Ammonium wurde durch Ammonium-Oxidierer zu Nitrit oxidiert.

In beiden Filtern wurde durch die Nitrifikation der pH-Wert verändert. Durch den Umbau des Ammoni- ums zu Nitrit entstehen neben Nitrit auch Wasserstoffionen, womit die leichte Absenkung des pH- Wertes von 8,1 auf ca. 7,8 erklärt werden kann. Im Mehrschichtfilter müssen sich Nitrifikanten auf dem Filtermaterial angelagert haben. Die Nitritkonzentration wurde durch den Mehrschichtfilter im Ver- gleich zum Einschichtfilter deutlich erhöht, was aus Abbildung 24 ersichtlich wird. Diese stellt die über

drei Messungen gemittelten Nitritkonzentrationen für die verschiedenen Filteraufbauten dar. Die höhere Ammoniumkonzentration, aber die nur minimal erhöhte Nitritkonzentration im Ablauf des Einschichtfilters, lässt den Schluss zu, dass sich die Nitrifikanten nicht richtig auf dem Filtermaterial im Einschichtfilter immobilisiert bzw. adaptiert haben. Diese Vermutung wurde durch die nicht erhöhte Nitratkonzentration im Ablauf des Einschichtfilters bestätigt. In Abbildung 25 sind die gemittelten Nitratkonzentrationen von drei Messungen für die verschiedenen Filteraufbauten dargestellt. Unabhängig von dem unterschiedlichen Umbau der Stickstoffverbindungen zeigte sich in den Ergebnissen eine deutliche Veränderung im Gesamt-Stickstoff. Dessen Mittelwerte über drei Messungen sind in Abbildung 26 aufgeführt. Durch die Filtration über den mehrschichtigen Filteraufbau wurde der Gesamt-Stickstoff um  $2 \text{ mg L}^{-1}$ , im Einschichtfilter um ca.  $4 \text{ mg L}^{-1}$  verringert. Dies lässt sich damit erklären, dass im Einschichtfilter eine größere Menge an organischem Stickstoff umgesetzt wurde. Eventuell befanden sich mehr Mikroorganismen in dem Einschichtfilter bzw. Mikroorganismen, welche eine höhere Abbaurate bzgl. des organischen Stickstoffs besaßen.

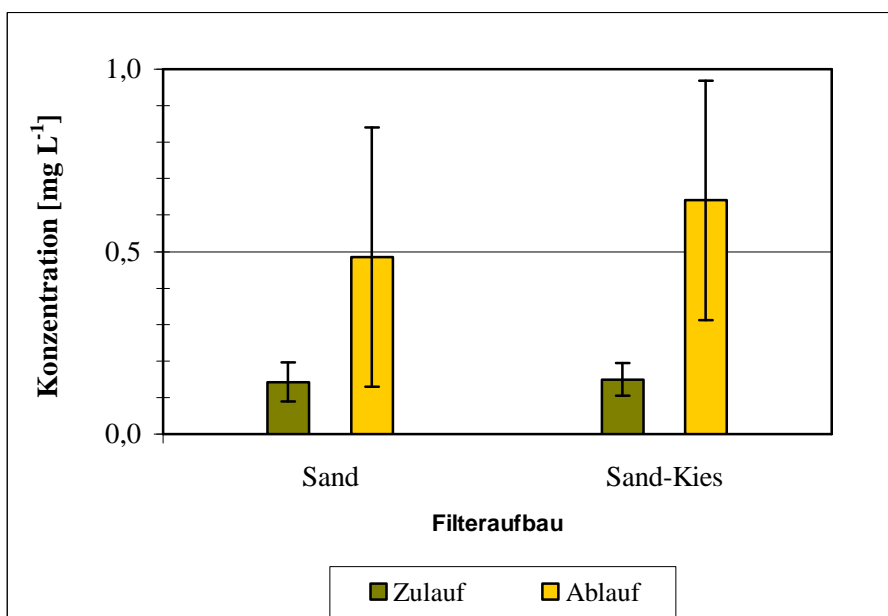


Abbildung 24: Nitritkonzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1

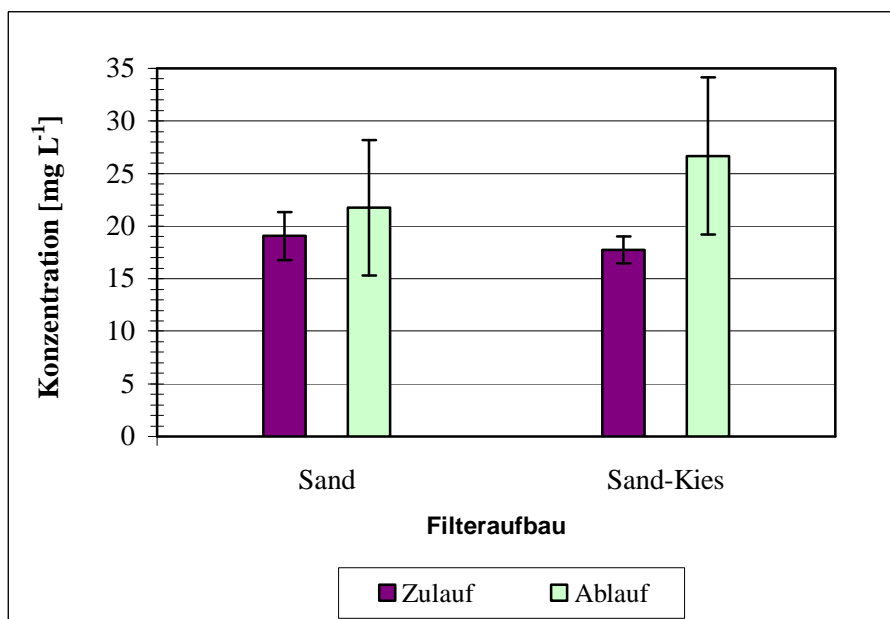


Abbildung 25: Nitratkonzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1

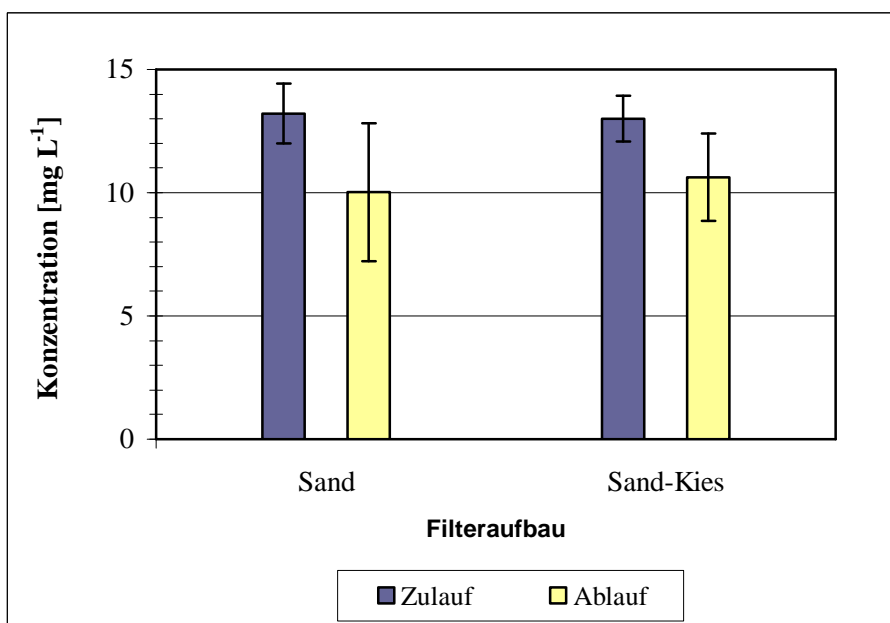


Abbildung 26: Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1

Der Grenzwert Nitrat von  $50 \text{ mg L}^{-1}$  nach TVO wurde von beiden Filteraufbauten eingehalten. Der Grenzwert für Nitrit von  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  konnte im Einschichtfilter unterschritten werden, im Mehrschichtfilter jedoch nicht. Der Grenzwert für Ammonium mit  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  konnte von beiden zeitweilig nicht eingehalten werden.

### Kohlenstoffverbindungen

Abbildung 27 zeigt die über drei Messungen gemittelten Konzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten.

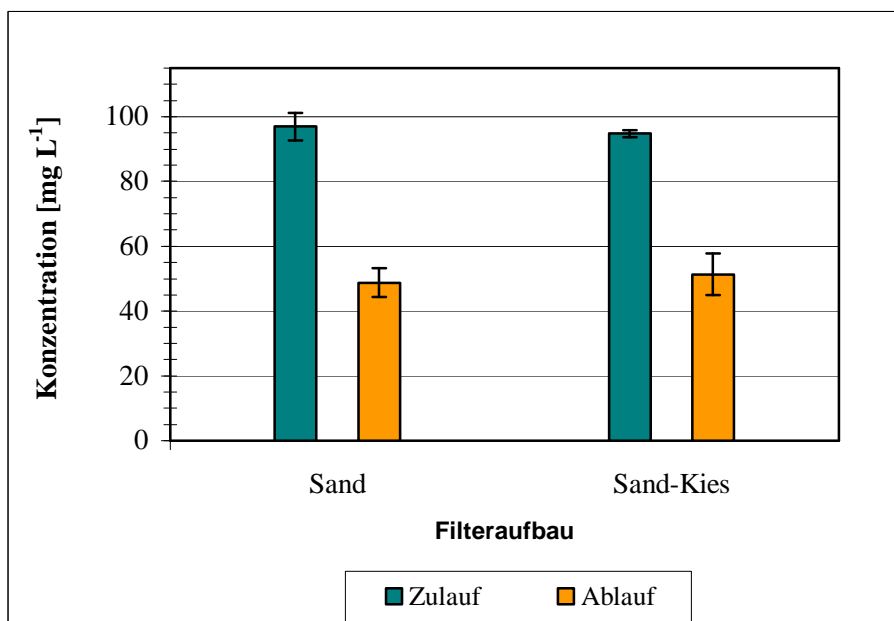


Abbildung 27: CSB-Konzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1

Durch die Filteraufbauten konnte der CSB in den Abflüssen im Vergleich zum Zulauf um mindestens die Hälfte reduziert werden. Dies lässt sich mit dem Abbau organischer Stickstoffverbindungen, der Ammonifikation erklären. Außerdem gilt Sand als ein Filtermaterial, auf dem sich schnell ein Biofilm ausbildet. Es könnten sich nicht nur stickstoffverwertende Mikroorganismen auf dem Sand immobilisiert haben, sondern auch heterotrophe Mikroorganismen, welche organische Kohlenstoffverbindungen, wie Glucose und Fleischextrakt, verwerten. Dass keine weitere Reduktion des CSB möglich war, könnte mit einer zu schnellen Durchflusszeit oder einem zu geringen Biofilm begründet werden. Es ist möglich, dass die Mikroorganismen sich noch nicht vollständig an das Versuchswasser adaptiert hatten.

### Phosphat

In Abbildung 28 sind die über drei Messungen gemittelten Phosphatkonzentrationen in Abhängigkeit von den Filteraufbauten aufgeführt.

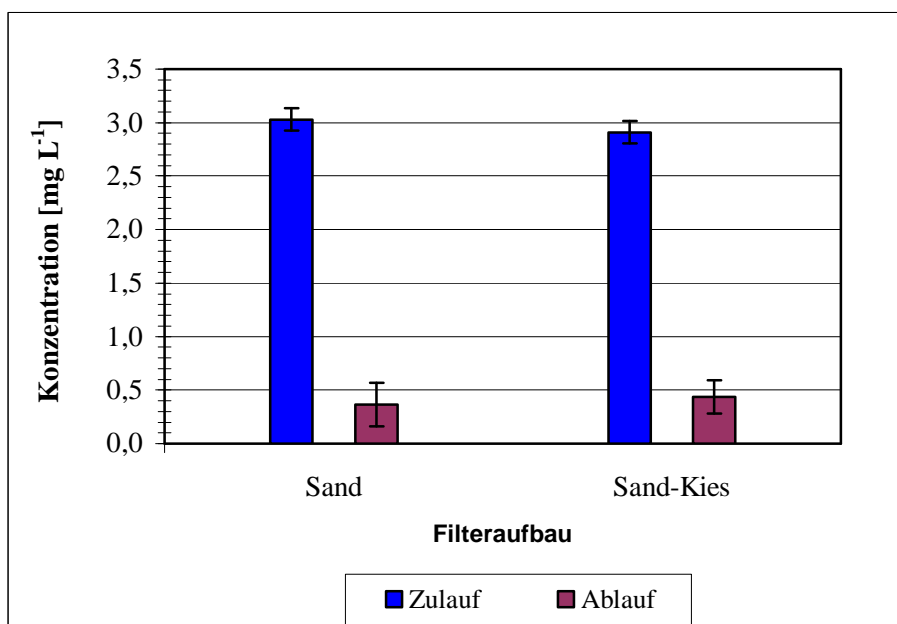


Abbildung 28: Phosphatkonzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1

Durch die jeweilige Filtration des Zulaufes im ein- oder mehrschichtigen Filter konnte die Phosphatkonzentration erheblich verringert werden. Möglicherweise wurde das Phosphat durch Calcium- und Magnesiumionen ausgefällt. Weiterhin könnte Phosphat in der Biomasse (DNS, ATP) gebunden worden sein.

### Wasserhärte

Die drei nachfolgenden Diagramme zeigen die Mittelwerte der Wasserhärte, der Calcium- und Magnesiumionen von drei Messungen.

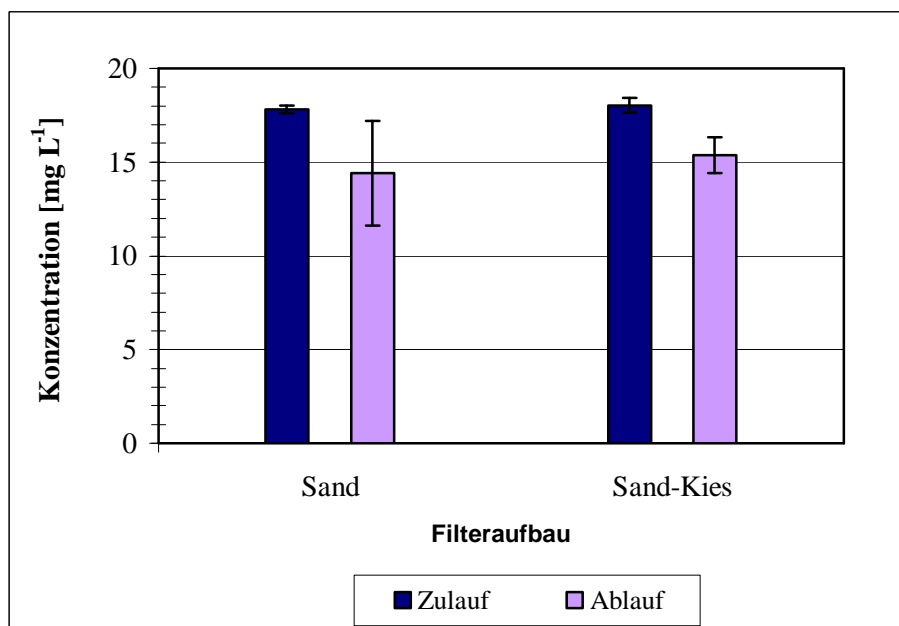


Abbildung 29: Wasserhärte-Konzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1

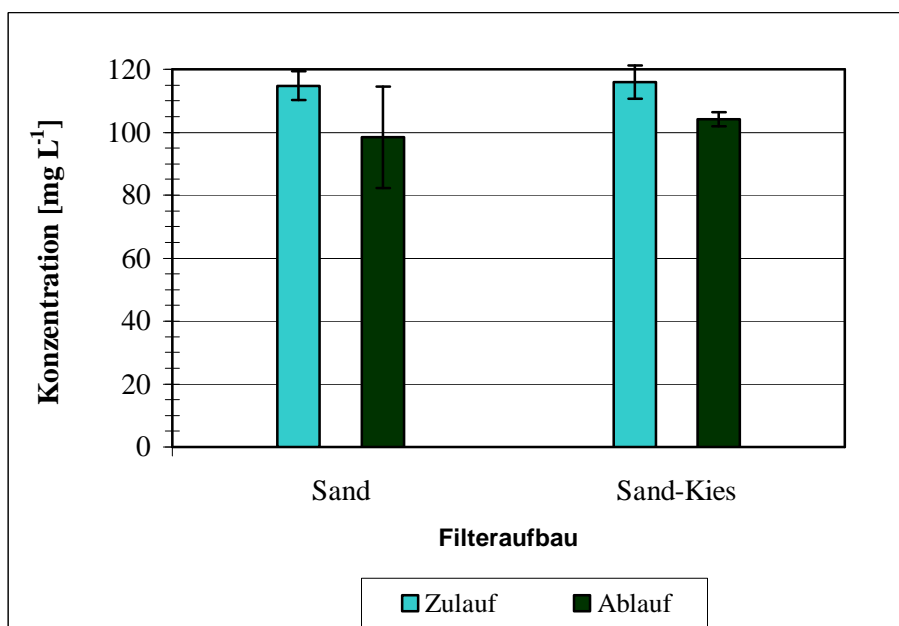


Abbildung 30: Calciumionenkonzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1



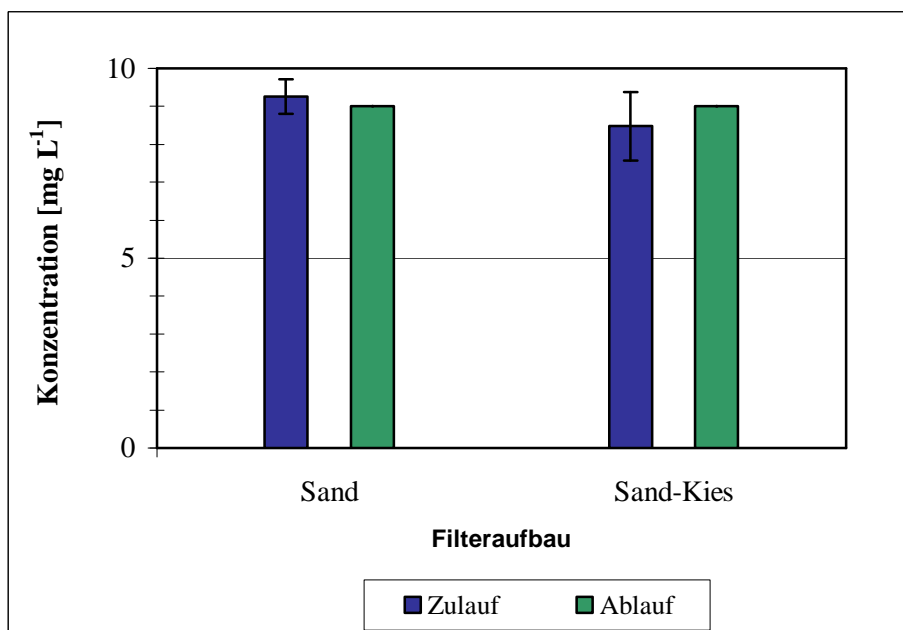


Abbildung 31: Magnesiumionenkonzentrationen der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1

Um die Wasserhärte sowie Calcium- und Magnesiumionen zu reduzieren, war der Einschichtfilter besser geeignet. Durch die Verringerung der Calcium- und Magnesiumionen wurde die Wasserhärte verringert. Jedoch waren die Filtrate der beiden Aufbauten nach dem WRMG im Übergang von hartem Wasser zu mittlerer Wasserhärte. Hauptsächlich wird die Reduzierung in den Konzentrationen mit der Bildung von Kalk erklärt. Geringfügig könnten Calciumionen auch für den Energiehaushalt der Mikroorganismen genutzt worden sein. Für den Aufbau von ATP wurde Calcium für die sogenannte Calciumpumpe genutzt. Magnesiumionen könnten für die Proteinbiosynthese und die DNS-Polymerase benötigt worden sein.

### *Leitfähigkeit*

Die Leitfähigkeit wurde durch die Filtration um wenige Einheiten verringert. Der Grenzwert von  $2500 \mu\text{S cm}^{-1}$  wurde bei einer Leitfähigkeit im Ablauf von  $600 \mu\text{S cm}^{-1}$  nicht überschritten.

Aufgrund der gewonnen Messwerte wurde entschieden, dass im Versuch 2 der Mehrschichtfilter eingesetzt wurde. Ein weiteres wesentliches Entscheidungskriterium als Vorteil des Mehrschichtfilters bestand in den verschiedenen Körnungen. Das grobkörnige Material sollte die Verstopfung tieferliegender Schichten verhindern. Dies ist mit weiteren Vorzügen verbunden. Durch die geringere Verstopfungsgefahr müssen die Filtermaterialien in größeren Zeitabständen ausgetauscht werden. Dadurch werden nicht nur Material und damit verbundene Kosten gespart, sondern auch der Filterbetrieb bzw. die Instandhaltung ist weniger aufwendig.

### 6.3.3 Bioreaktor

Wurden die gewonnenen Ergebnisse der Versuche mit unterschiedlich gefülltem Volumen im Bioreaktor miteinander verglichen, zeigten sich teilweise Unterschiede, aber auch gleiche Entwicklungen in den Reinigungswirkungen.

#### Eisen

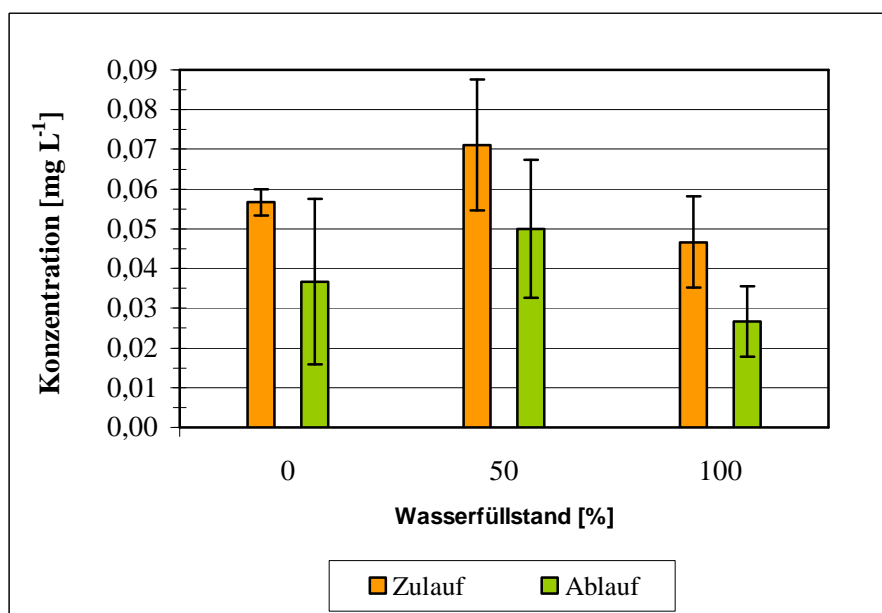


Abbildung 32: Eisenkonzentrationen bei unterschiedlichen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1

Abbildung 32 stellt die über jeweils drei Messungen gemittelten Eisenkonzentrationen für verschiedene Wasserfüllstände im Bioreaktor dar. Die Eisenkonzentrationen im Ablauf der verschiedenen Volumenversuche wurden deutlich verringert. Wurde der Bioreaktor im Rieselpinzip (Wasserfüllstand 0 %) befahren, konnte für Eisen die beste Reinigungswirkung erzielt werden. Die anderen beiden Verfahrensweisen unterschieden sich in ihrer Reinigungswirkung minimal. Die gute Aufbereitungswirkung des Rieselbetriebs könnte damit erklärt werden, dass das gesamte Reaktorvolumen neben den Styroporkugeln lediglich mit Luft gefüllt war. Dadurch stand mehr Luftsauerstoff für die Oxidation von Eisen(II)-Ionen zu Eisen(III)-Ionen zur Verfügung. Die Eisen(III)-Ionen wurden zu Eisen(III)-oxidhydraten umgewandelt. Diese konnten sich auf den Styroporkugeln ablagern. Damit bestand jedoch die Gefahr, dass mit zunehmendem Betrieb des Bioreaktors Mikroorganismen durch die Eisenflocken überlagert werden und somit nicht mehr optimal mit Nährstoffen und Luft versorgt werden könnten. War der Bioreaktor mit der Hälfte seines Volumens mit Versuchswasser gefüllt (Wasserfüllstand 50 %), war eine bessere Enteisung als beim voll gefüllten Volumen (Wasserfüllstand 100 %) zu verzeichnen. Dies ist ebenfalls mit dem im Bioreaktor befindlichen Volumen an Luftsauerstoff begründbar, welches in dem halbgefüllten Bioreaktor größer war. Somit konnte eine größere Menge an Eisen(II)-Ionen oxidiert werden.

Bei allen Versuchen war ein deutlicher Sauerstoffverbrauch zu verzeichnen, wobei er beim Rieselbetrieb durch das große im Bioreaktor zur Verfügung gestellte Luftvolumen am geringsten war. Der Grenzwert für Eisen von  $0,2 \text{ mg L}^{-1}$  war sowohl im Zu- als auch Ablauf unterschritten.

### Mangan

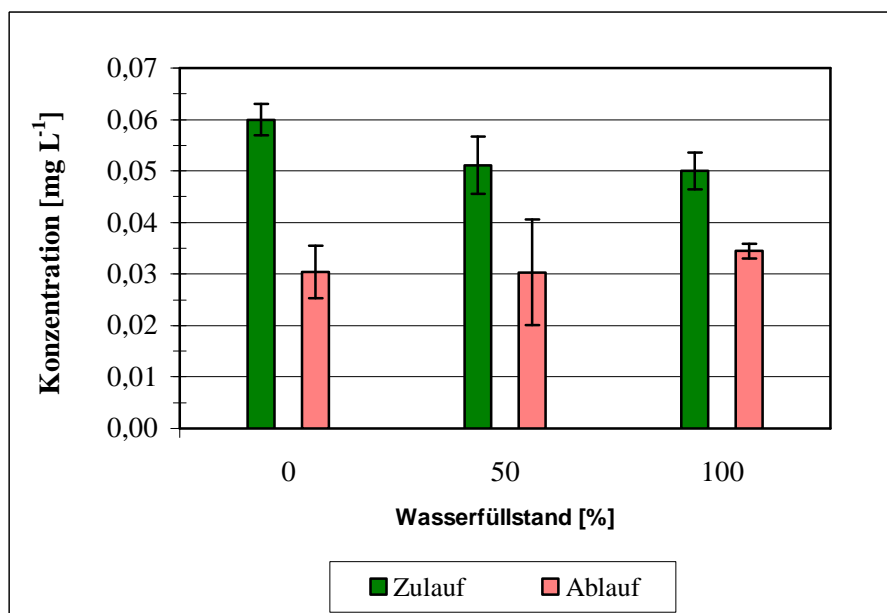


Abbildung 33: Mangankonzentrationen bei unterschiedlichen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1

In Abbildung 33 sind die über drei Messungen gemittelten Mangankonzentrationen in Abhängigkeit von verschiedenen Füllständen im Bioreaktor aufgeführt. Mangan konnte am besten im Rieselbetrieb aus dem Zulauf entfernt werden. Die Reinigungswirkung des halb gefüllten Bioreaktors hinsichtlich Mangans war etwas besser als die des voll gefüllten Bioreaktors. Diese Reinigungsverhältnisse lassen sich wie bei Eisen über den Luftsauerstoff erklären. War der Bioreaktor lediglich mit Styroporkugeln gefüllt und wurde kontinuierlich ein konstanter Luftstrom in den Bioreaktor eingebracht, stand genügend Sauerstoff für die Entmanganung zur Verfügung. Zweiwertige Manganionen wurden zu Mangan(IV)-Ionen oxidiert, welche anschließend zu Mangan-oxidhydraten ausfielen. Diese lagerten sich ebenfalls auf den Styroporkugeln ab, was sich nachteilig auf die Immobilisierung der Mikroorganismen auswirken könnte. Mit zunehmendem Volumen im Bioreaktor verschlechterte sich die Reinigungswirkung, da weniger Sauerstoff für die Oxidation der Mangan(II)-Ionen verfügbar war.

Der Grenzwert für Mangan liegt laut der TVO bei  $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ . Dieser wurde lediglich beim halbvoll gefüllten Bioreaktor unterschritten. Bei den beiden anderen Versuchen konnte der Grenzwert nicht eingehalten werden. Liegen höhere Konzentrationen von Eisen und Mangan im Zulauf vor, ist eine vorherige Belüftung zu empfehlen, um die Enteisung und die Manganoxidation zu intensivieren. Dies könnte eine sichere Einhaltung des Grenzwertes gewährleisten.

### Stickstoffverbindungen

In den nachfolgenden Diagrammen sind die Mittelwerte der Ammonium-, Nitrit-, Nitrat- und Gesamt-Stickstoffkonzentrationen von jeweils drei Messungen für die verschiedenen Wasserfüllstände im Bioreaktor abgebildet.

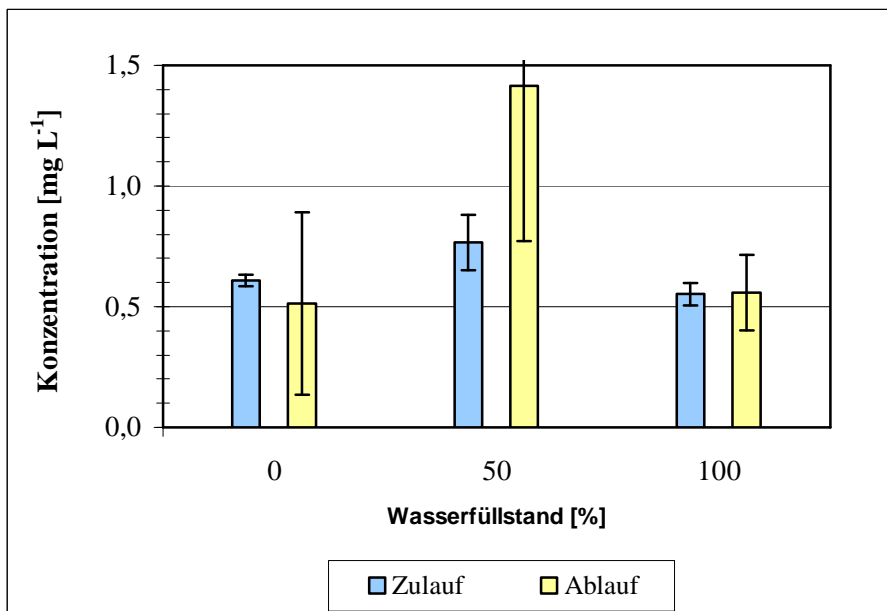


Abbildung 34: Ammoniumkonzentrationen bei verschiedenen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1

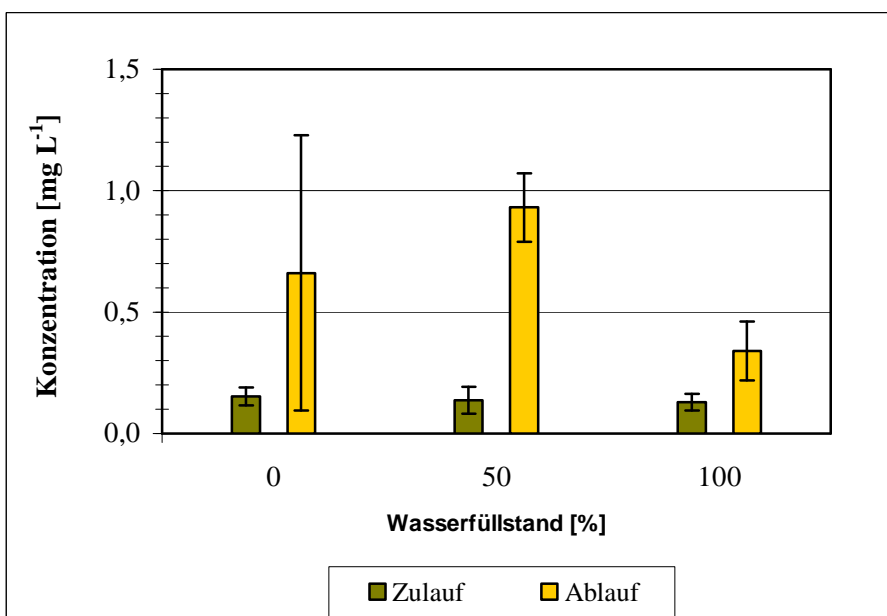


Abbildung 35: Nitritkonzentrationen bei verschiedenen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1

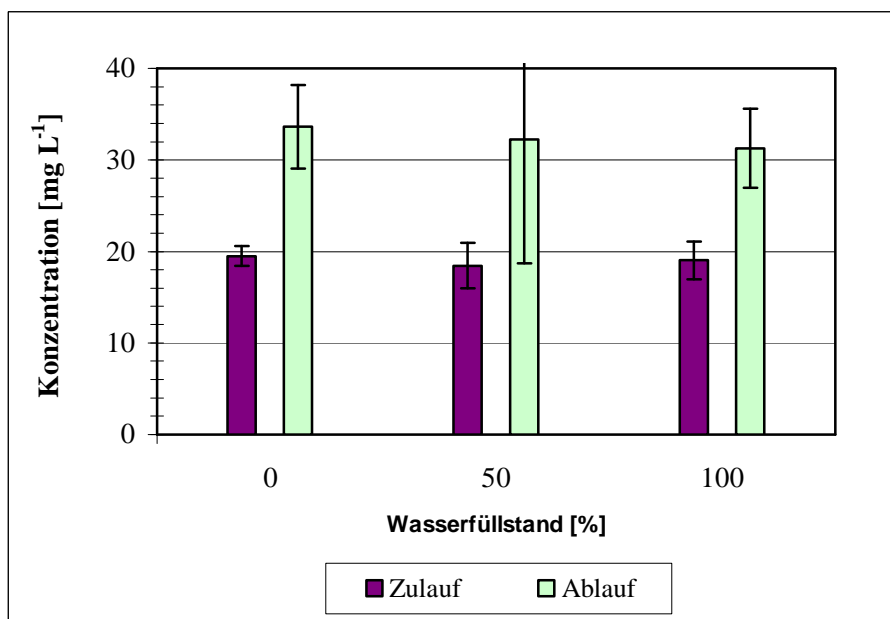


Abbildung 36: Nitratkonzentrationen bei verschiedenen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1

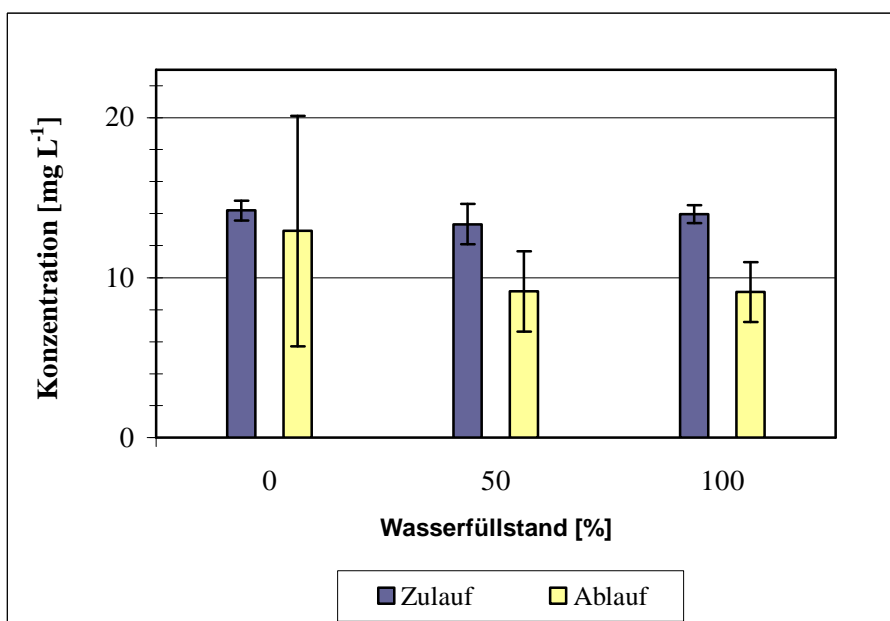


Abbildung 37: Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen bei verschiedenen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1

In allen Versuchen zum Bioreaktor war grundsätzlich eine Veränderung in den Stickstoffverbindungen zu erkennen. Im Rieselbetrieb wurde die Konzentration von Ammonium verringert, währenddessen die Messwerte für Ammonium bei den anderen beiden Untersuchungen angestiegen waren. Die beste Reinigungswirkung hinsichtlich des Parameters Ammonium wurde mit dem halbvoll gefüllten Bioreaktor erzielt. Die Mikroorganismen waren gut an die Bedingungen angepasst, so dass diese über die Ammoni-

fikation organische Stickstoffverbindungen zu Ammonium umwandeln. Mit dieser erhöhten Konzentration von Ammonium ist auch die deutlich gestiegene Konzentration an Nitrit im halbvoll gefüllten Bioreaktor erklärbar. Ammonium-Oxidierer setzen das reichlich zur Verfügung stehende Ammonium mittels Oxidation in Nitrit um. Auch bei dem voll gefüllten Bioreaktor war erkennbar, dass Ammonium zu Nitrit umgebaut wurde.

Lediglich im Rieselbetrieb war eine Abnahme der Nitritkonzentration zu erkennen. Alle drei Versuche zeigten hinsichtlich der deutlich erhöhten Nitratkonzentration dasselbe Verhalten. Dies lässt den Schluss zu, dass sich im Bioreaktor auch Nitrit-Oxidierer angesiedelt hatten und Nitrit zu Nitrat oxidierten. Wurde der Gesamt-Stickstoff über die Versuche beobachtet, so zeigte sich eine erhebliche Verschiebung der Stickstoffverbindungen, vor allem im halbvoll gefüllten Bioreaktor. Der organische Stickstoff wurde von ca.  $9 \text{ mg L}^{-1}$  auf lediglich  $0,45 \text{ mg L}^{-1}$  reduziert. Dies bestätigt den beträchtlichen Anstieg der Ammonium- und Nitritkonzentrationen. Die Reinigungswirkung bezüglich des Gesamt-Stickstoffs war im voll gefüllten Bioreaktor nahe der des halbvoll gefüllten Bioreaktors. Von knapp über  $9 \text{ mg L}^{-1}$  wurde der organische Stickstoff auf ca.  $1,5 \text{ mg L}^{-1}$  reduziert. Wurde der Bioreaktor jedoch im Rieselstrom betrieben, so zeigte sich eine Verminderung des organischen Stickstoffs um nicht einmal die Hälfte der Ausgangskonzentration. Dadurch, dass im Vergleich zu den anderen beiden Volumenversuchen nicht soviel Ammonium aus dem organischen Stickstoff gebildet wurde, nahm die Konzentration von Ammonium ab, da die Ammonium-Oxidierer bereits ihre Stoffwechseltätigkeit aufnahmen und Ammonium zu Nitrit oxidierten. Durch diese Reaktion wurde der pH-Wert im halbvoll gefüllten Bioreaktor, bei dem diese Reaktion am besten durchgeführt wurde, von 8,1 auf 7,8 durch die entstandenen Wasserstoffionen verschoben. Fand die Oxidation von Ammonium nicht so deutlich statt, konnte eine leichte Erhöhung des pH-Wertes festgestellt werden. Dies hängt mit der Reaktion von Ammoniak mit Wasser zusammen, wobei Ammonium und Hydroxidionen gebildet werden.

Als Ergebnis wurde die beste Reinigungswirkung im voll gefüllten Bioreaktor erwartet, da in diesem die Verweilzeit des Wassers am längsten gewesen ist. Dadurch hätten die Mikroorganismen höhere Umsätze erbringen müssen. Grund für diese Abweichung könnte die Versuchsreihenfolge sein. Der Bioreaktor im Rieselbetrieb mit der schlechtesten Reinigungswirkung wurde als erster Versuch durchgeführt, gefolgt von dem voll gefüllten Bioreaktor und zuletzt wurden die Versuche mit dem halbvoll gefüllten Volumen durchgeführt. Es ist möglich, dass sich die Mikroorganismen zunehmend an die Bedingungen, vor allem an die Temperaturen und die Zusammensetzung des Versuchswassers, angepasst haben. Dadurch verbesserte sich die Reinigungswirkung in den einzelnen Versuchen stetig.

Der Grenzwert für Ammonium von  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  der TVO konnte in keinem der Versuche erreicht werden. Für den Parameter Nitrit konnte der Grenzwert von  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  für den Rieselbetrieb und voll gefüllten Bioreaktor erfüllt werden, für den halbvoll gefüllten Bioreaktor jedoch nicht. Bei Nitrat waren

alle Messwerte unterhalb des Grenzwertes von  $50 \text{ mg L}^{-1}$ . Die Nichteinhaltung des Grenzwertes von Ammonium und teilweise Nitrit ist ein Zeichen dafür, dass die Biomasse nicht genügend Zeit für die Reaktion hatte.

### Kohlenstoffverbindungen

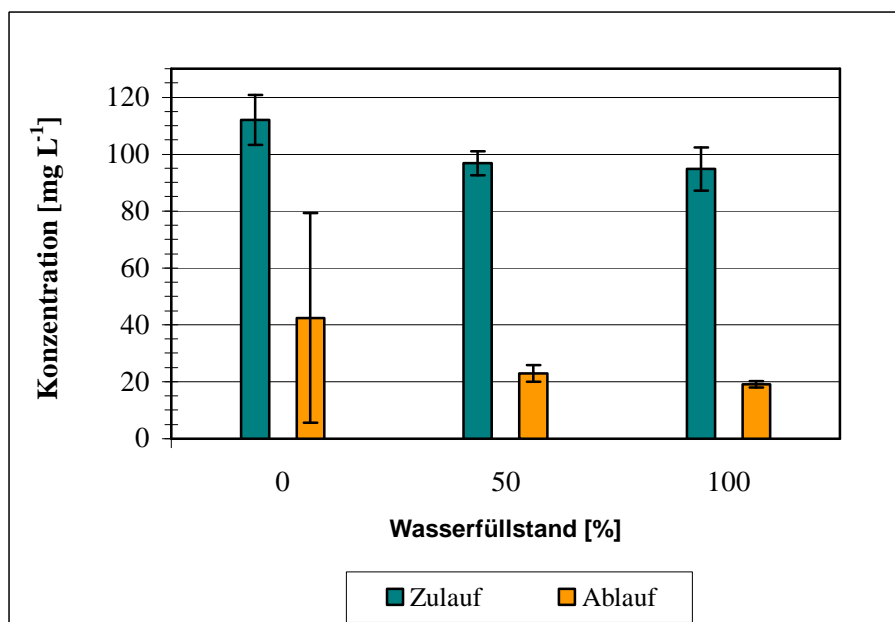


Abbildung 38: CSB-Konzentrationen bei verschiedenen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1

Abbildung 38 stellt die über drei Messungen gemittelten Konzentrationen des CSB bei unterschiedlichen Wasserfüllständen im Bioreaktor dar. Durch die biologische Reinigung konnte der CSB bedeutend reduziert werden. Die beste Reinigungswirkung wurde mit dem voll gefüllten Bioreaktor erzielt. Nahezu um das 5-fache konnte der CSB verringert werden. Auch im halbvoll gefüllten Bioreaktor war eine gute CSB-Reduzierung um ungefähr das 4-fache zu verzeichnen. Lediglich im Rieselbetrieb wurde der CSB nicht einmal um die Hälfte verringert. Diese Unterschiede könnten u.a. mit der Versuchsreihenfolge zusammenhängen. Trotz eines großen Angebotes an Luftsauerstoff konnten die organischen Kohlenstoffverbindungen im Rieselbetrieb kaum abgebaut werden. Dies lässt den Schluss zu, dass sich die heterotrophen Mikroorganismen noch nicht vollständig an die Bedingungen angepasst hatten. Der Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen, welche Stickstoff enthalten, wie Harnstoff und Pepton, bestätigten die Nitrifikation.

### Phosphat

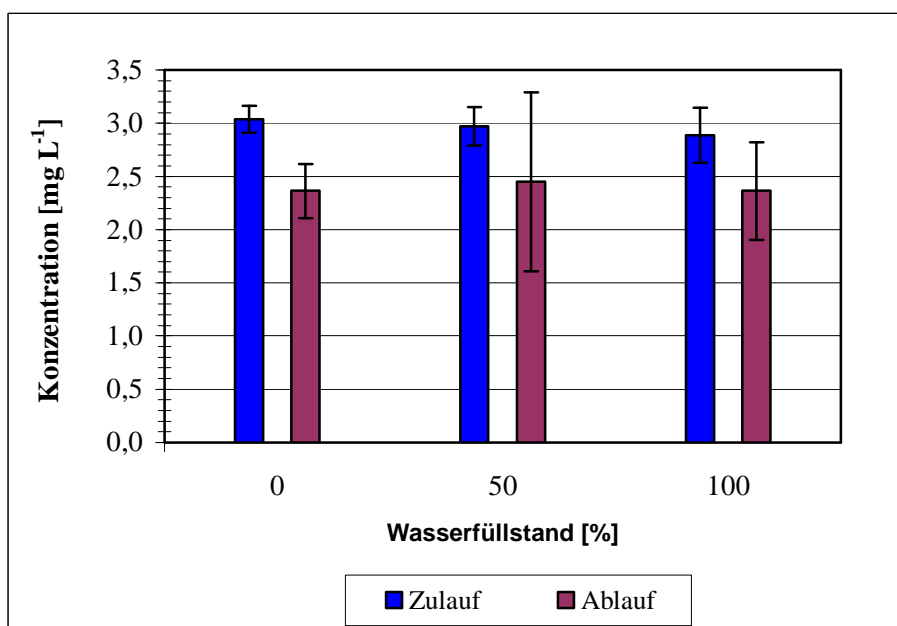


Abbildung 39: Phosphatkonzentrationen bei unterschiedlichen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1

Abbildung 39 zeigt die Mittelwerte der Phosphatkonzentrationen bei unterschiedlichen Wasserständen im Bioreaktor über drei Messungen. In allen drei Versuchen war eine deutliche Reduzierung der Phosphatkonzentration zu verzeichnen. Vermutlich wurde das Phosphat, beispielsweise mit Calcium oder Magnesium ausgefällt. Weiterhin besteht die Möglichkeit, dass Phosphat in der Biomasse gebunden wurde (DNS, ATP). Da mit dem angewendeten Nachweisverfahren nur das lösliche Phosphat ermittelt wurde, kann keine genaue Aussage zum Grund der Phosphatreduzierung getroffen werden.

### Wasserhärte

Die drei folgenden Diagramme stellen die über drei Messungen gemittelten Konzentrationen der Wasserhärte, Calcium- und Magnesiumionen dar.



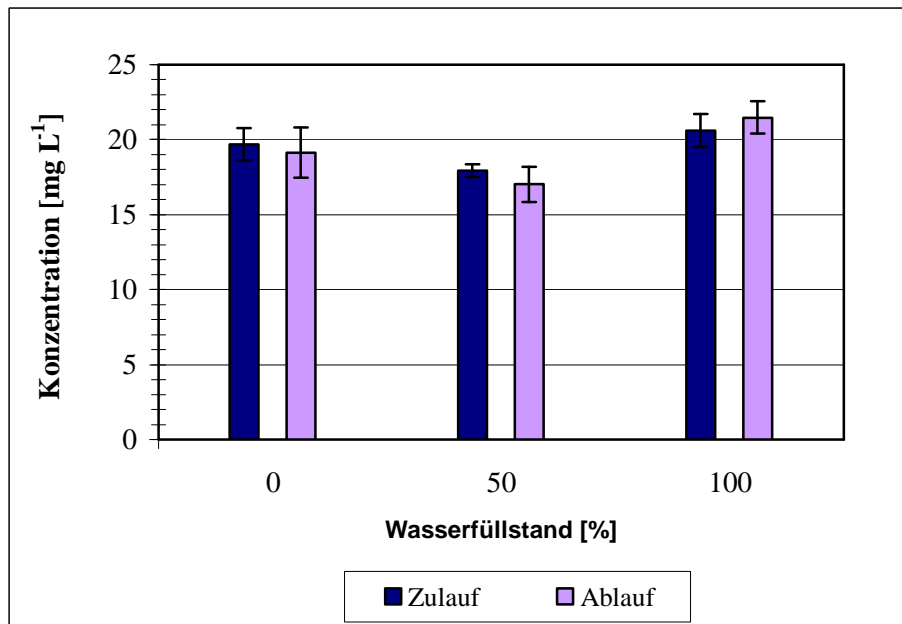


Abbildung 40: Wasserhärte-Konzentrationen bei unterschiedlichen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1

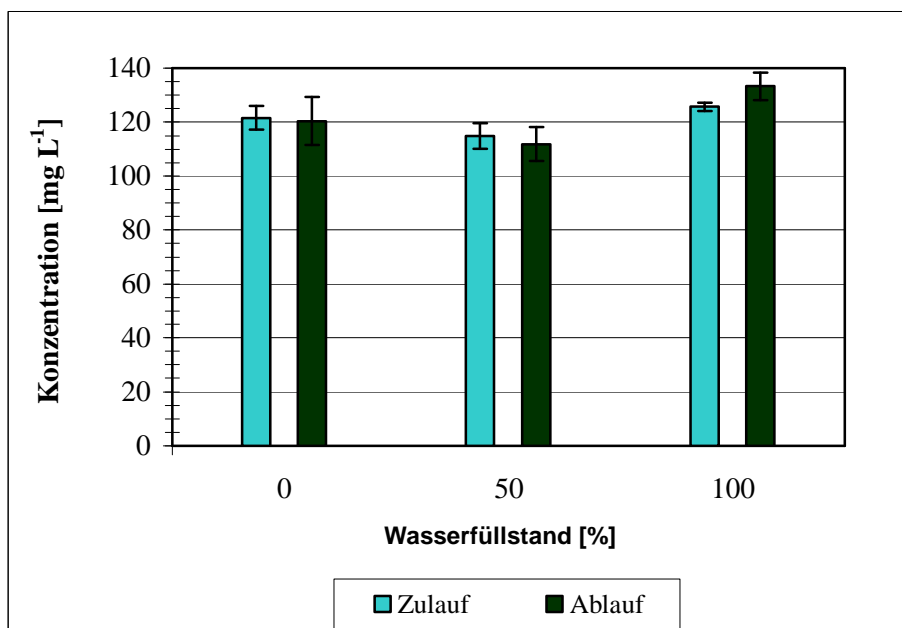


Abbildung 41: Calciumionenkoncentrationen bei unterschiedlichen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1

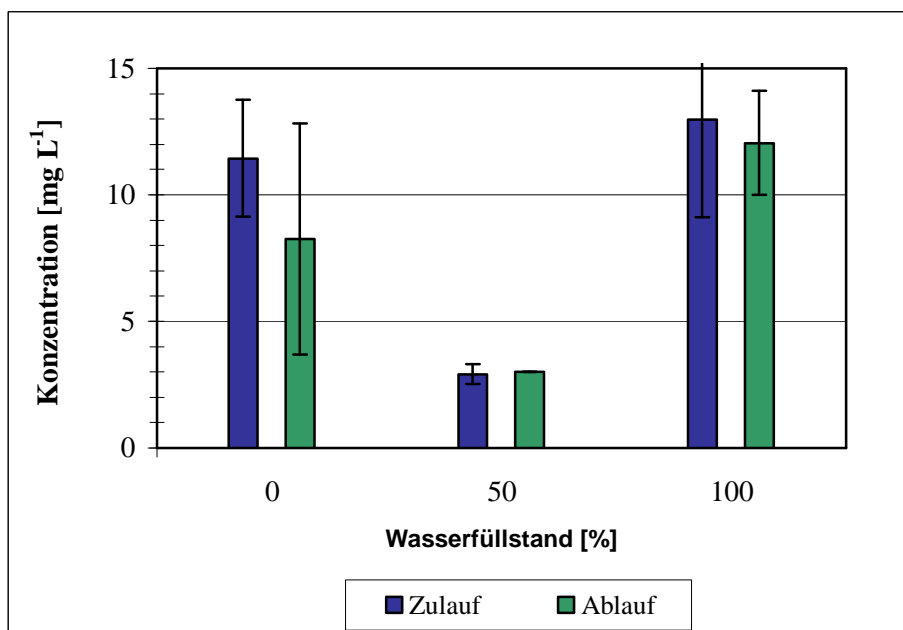


Abbildung 42: Magnesiumionenkonzentrationen bei unterschiedlichen Wasserfüllständen im Bioreaktor des Versuchs 1

Die Ergebnisse zu dem Parameter Wasserhärte schwankten zwischen den Versuchen. Eine Reduzierung der Wasserhärte und der Calciumionen konnten im halbvoll gefüllten Bioreaktor erfolgen. Die Magnesiumionen wurden dagegen im Rieselbetrieb und im voll gefüllten Bioreaktor nicht verringert. Nicht erwartete geringfügig angestiegene Konzentrationen können mit natürlich vorkommenden Messchwankungen erklärt werden. Eine Verringerung in den Konzentrationen der Calcium- und Magnesiumionen und somit der Wasserhärte könnte in der Bildung von Kalk begründet liegen. Bei dem halbvoll gefüllten Bioreaktor war die Konzentration der Magnesiumionen bereits im Zulauf unterhalb der Messbereichsgrenze von  $3 \text{ mg L}^{-1}$ . Sowohl der Zu- als auch der Ablauf waren nach WRMG. Die Wasserhärte betrug bei beiden untersuchten Wässern  $19 \text{ °dH}$ .

#### *Leitfähigkeit*

Die Leitfähigkeit wurde um wenige Einheiten erhöht, der Grenzwert von  $2500 \text{ µS cm}^{-1}$  (TVO) konnte jedoch bei ca.  $700 \text{ µS cm}^{-1}$  eingehalten werden.

Die Ergebnisse aus den Versuchen mit verschiedenen Volumina zeigten kein eindeutiges Ergebnis, welches Volumen die beste Reinigungswirkung besaß. Da jedoch vermutet wurde, dass sich die Mikroorganismen während der Versuchszeit weiterhin vermehrten, wurde sich für den Bioreaktor mit Vollvolumen entschieden. In diesem ist die Verweilzeit des Wassers am längsten. Außerdem konnte sich mit diesem Füllstand am ehesten dem erwünschten Volumenstrom der Gesamtanlage angenähert werden. Aus diesen Gründen wurde der Bioreaktor mit Vollvolumen bei dem Versuch 2 zur Überprüfung der Reinigungswirkung der Gesamtanlage eingesetzt.

## **7 Versuch 2: Untersuchung der Reinigungswirkung der Gesamtversuchsanlage**

### **7.1 Vorbemerkungen**

Der Versuch 2 wurde durchgeführt, um die Reinigungswirkung der Gesamtanlage zu ermitteln. Die einzelnen Zwischenstufen der Aufbereitung wurden nicht betrachtet. Für die Untersuchungen wurde das Rohwasser, welches nachfolgend als Zulauf und das aufbereitete Wasser, das als Ablauf bezeichnet wird, analysiert.

## 7.2 Methoden

Der Aufbau der Versuchsanlage entsprach dem in Kapitel 3 vorgestellten Prinzip. Der Zulauf gelangte in das Absetzbecken. Als nächste Reinigungsstufe schloss sich der Mehrschichtfilter aus Versuch 1 an, welcher die bessere Reinigungswirkung aufwies. Das Filtrat wurde in den Bioreaktor gefördert, welcher aufgrund der ermittelten Reinigungswirkungen aus Versuch 1 mit Vollvolumen im Aufwärtsprinzip betrieben wurde. Der Ablauf des Bioreaktors wurde in den Feinsandfilter als letzte Aufbereitungsstufe gefördert. Das Filtrat des Feinsandfilters wurde in dem Sammelgefäß aufgefangen. Die Versuchsanlage wurde kontinuierlich mit Versuchswasser beschickt.

### 7.2.1 Ermittlung des Volumenstroms

Um den Volumenstrom der Versuchsanlage zu bestimmen, wurde sich an der wahrscheinlich langsamsten Aufbereitungsstufe, der biologischen Reinigung im Bioreaktor, orientiert. Für den Bioreaktor wurde als Oberflächenform vereinfacht ein Zylinder angenommen. Das Volumen wurde mit Formel (7.1) bestimmt.

$$V_R = \pi \cdot r^2 \cdot h \quad (7.1)$$

mit

$V_R$	Volumen des Reaktors	[mm <sup>3</sup> ]
$r$	Radius	[mm]
$h$	Höhe	[mm]
$\pi$	Konstante Pi	

Der Bioreaktor hatte einen Radius von 0,04 m und eine Höhe von 0,77 m.

$$V_R = \pi \cdot 0,04^2 \, m^2 \cdot 0,77 \, m$$

$$\underline{V_R = 0,00387 \, m^3}$$

Der gesamte Bioreaktor konnte eine Flüssigkeitsmenge von 3,87 L aufnehmen. Es wurde ein Überlaufschutz eingeplant, so dass der Bioreaktor nicht voll gefahren wurde. Um die Wasserfüllung zu prüfen, wurde der Bioreaktor zusätzlich ausgelitert. Es wurde sich für ein Gesamtvolumen von 3,0 L entschieden, wenn der Bioreaktor nicht befüllt war. In den Bioreaktor wurden ca. 50 g Styroporkugeln eingefüllt, so dass der Bioreaktor insgesamt ein Volumen von 1,2 L aufnehmen konnte. Dadurch wurde gewährleistet, dass alle Styroporkugeln mit dem Versuchswasser Kontakt hatten.

Mit der Formel (7.2) konnte der Volumenstrom der gesamten Versuchsanlage bestimmt werden.

$$\dot{V} = \frac{V_R}{t} \quad (7.2)$$

mit

$\dot{V}$	Volumenstrom	
$V_R$	Reaktorvolumen	[m <sup>3</sup> ]
$t$	Verweilzeit	[h]

Als Verweilzeit des Versuchswassers im Bioreaktor wurden 24 h angenommen, welche als Erfahrungswert aus früheren Untersuchungen stammte.

$$Q = \frac{1,2}{24} L h^{-1}$$

$$\underline{Q = 0,05 L h^{-1}}$$

Somit wurde ein Volumenstrom von 50 mL h<sup>-1</sup> angenommen. Da sich mit zwei der vier Pumpen dieser Volumenstrom aufgrund der minimalen Pumpleistung nicht realisieren ließ, wurde die Versuchsanlage mit einem Volumenstrom von 55 mL h<sup>-1</sup> betrieben. Aus dem Volumenstrom ergab sich eine Verweilzeit von 21,8 h ermittelt. Um den Bioreaktor Luft zuzuführen, wurde mit einem Luftvolumenstrom von 300 L h<sup>-1</sup> im Aufwärtsstromprinzip belüftet.

Als Versuchswasser wurde wie im Versuch 1 Moritzbach- zu 4 Teilen mit 1 Teil synthetischem Modellabwasser abgemischt. Die Zusammensetzung des Modellabwassers kann aus Kapitel 3, S. 35 entnommen werden.

Um die Reinigungswirkung der Versuchsanlage beurteilen zu können, wurden der Zu- und Ablauf auf ausgewählte Parameter der Trinkwasserverordnung untersucht.

## 7.2.2 Analyse der chemischen Parameter

Die Analyse der chemischen Parameter erfolgte wie im Versuch 1, S 53. Zusätzlich wurde der Biochemische Sauerstoff nach 5 Tagen (BSB<sub>5</sub>) untersucht. Die gemittelten Werte sind im Anhang 1 aufgeführt.

### 7.2.3 Untersuchung des Wassers auf die biologische Belastung

Der Zulauf der Versuchsanlage setzte sich aus einer Mischung einer realen Umweltprobe (dem Moritzbachwasser) und des synthetisch hergestellten Modellabwassers zusammen. Um einen Überblick über die Existenz von Mikroorganismen im Zulauf zu bekommen, wurde dieser in die Untersuchungen auf biologischen Gehalt einbezogen. Der Ablauf wurde auf die Anwesenheit von Mikroorganismen untersucht. Dabei sollte aus dem Ergebnis abgeleitet, in welchen Dimensionen sich überhaupt Mikroorganismen in dem Ablauf befinden und inwieweit eine Desinfektion möglich wäre.

Um das Rohwasser und das aufbereitete Wasser auf das Vorhandensein von Mikroorganismen zu untersuchen, wurden Nährkartonscheiben mit spezifischen Cellulosenitrat Membranfiltern Filtern genutzt. Für die Ermittlung der Gesamtkeimzahl des Wassers wurden Nährkartonscheiben mit Standard-Medium verwendet. Um coliforme Mikroorganismen im Wasser nachzuweisen, wurden Nährkartonscheiben mit dem Medium Tergitol-TTC eingesetzt.

Da von einem biologisch gesehen höher belasteten Wasser ausgegangen wurde, waren Verdünnungen von der Originalprobe zu erstellen. So wurden von den Proben des Zu- und Ablaufes jeweils eine  $10^{-4}$  (1:10'000) sowie eine  $10^{-6}$  (1:1'000'000) Verdünnung hergestellt. Als Verdünnungslösung wurde sterile 0,9 %-ige Natriumchloridlösung verwendet.

Die Vorgehensweise zur Ermittlung der Gesamt- und der coliformen Keimzahl war identisch. Die Grundlage der Versuche bildete die Filtrationseinheit mit Membranfiltern und dazugehörigen Nährkartonscheiben. Der Filter wurde mit einer sterilen Pinzette auf die Fritte in die keimfreie Filtrationseinheit eingesetzt. Anschließend wurden 10 mL der homogenen Probe mittels Vakuum filtriert. Nach Filtration der Probe wurde der Filter mit steriler 0,9 %-iger Natriumchloridlösung gespült. Danach wurde der Filter mit einer sterilen Pinzette entnommen und auf die zum Filter gehörige Nährkartonscheibe aufgelegt, welche zuvor mit 2,5 mL sterilem DI-Wasser befeuchtet wurde. Die Petrischalen wurden jeweils bei 35 °C für mindestens 2 d, maximal 4 d, inkubiert. Von jeder Verdünnungsstufe des Zu- und des Ablaufes und pro Nährkartonscheibenart wurde ein Triplikatansatz erstellt.

### 7.2.4 Untersuchung des Biofilms des Trägermaterials

Eine unbestimmte Menge an Styroporkugeln befanden sich für ungefähr 5 min im Ultraschallbads. Aus dem Wasser wurden 12 x 2 mL Probe entnommen. Nach dem Zentrifugieren der Proben für 10 min bei 14'100 g wurde der Überstand jeweils entsorgt und der Pellet in das nächste der ursprünglichen 12 Sammelgefäße überführt, wodurch eine Aufkonzentrierung der Probe erzielt wurde. Anschließend

wurde die Probe unter dem Phasenkontrastmikroskop bei 100x-facher Vergrößerung untersucht. Es wurde in verschiedenen Schärfeebenen gearbeitet.

## 7.3 Darstellung und Auswertung der Ergebnisse des Versuchs 2

### 7.3.1 Untersuchung des Wassers auf chemische Parameter

#### Eisen

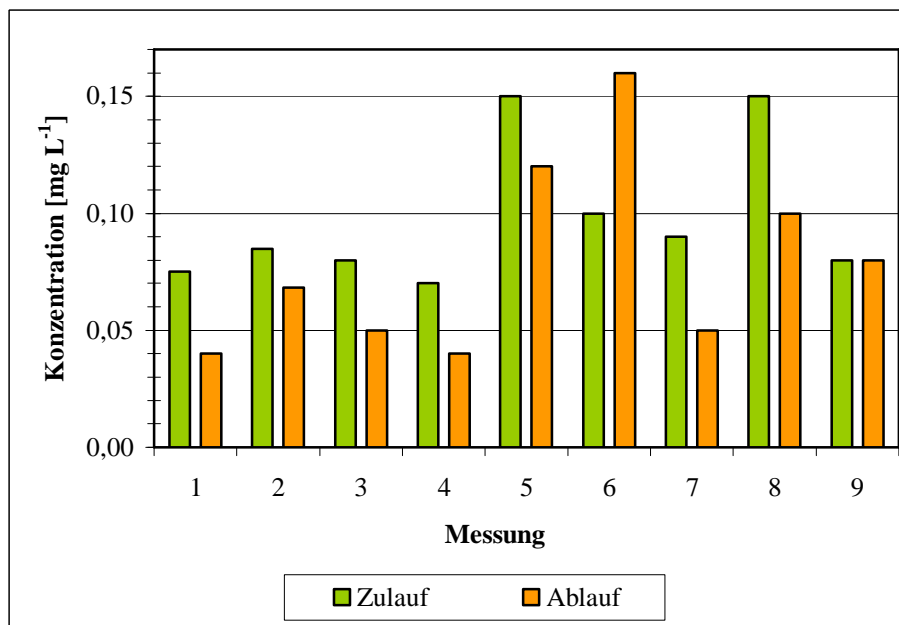


Abbildung 43: Eisenkonzentrationen der gesamten Versuchsanlage im Versuch 2

Abbildung 43 stellt die Eisenkonzentrationen bei der Ermittlung der Reinigungswirkung der gesamten Versuchsanlage dar. In den 9 durchgeführten Versuchen konnte die Eisenkonzentration durch die Reinigungswirkung der Gesamtanlage bis auf zweimal deutlich verringert werden. Die Verringerung der Eisenkonzentration lässt sich mit der Oxidation von Eisen(II)-Ionen zu Eisen(III)-Ionen erklären. Diese wurden durch die Reaktion mit Wasser zu Eisen(III)-oxidhydrat umgewandelt. Die entstandene Verbindung konnte sich auf den Styroporkugeln ablagern, wie aus Abbildung 44 ersichtlich. Dadurch könnte die Immobilisierung weiterer Mikroorganismen erschwert worden sein. Sehr wahrscheinlich war die Ablagerung der kleinen braunen Flocken des Eisen(III)-oxidhydrats am Sieb des Ablaufes. Der teilweise braunfarbige, durch die Eisen(III)-oxidhydratflocken hervorgerufene Überzug des Siebes ist in Abbildung 45 dargestellt.





Abbildung 44: Braunfarbige Ablagerungen auf den Styroporkugeln

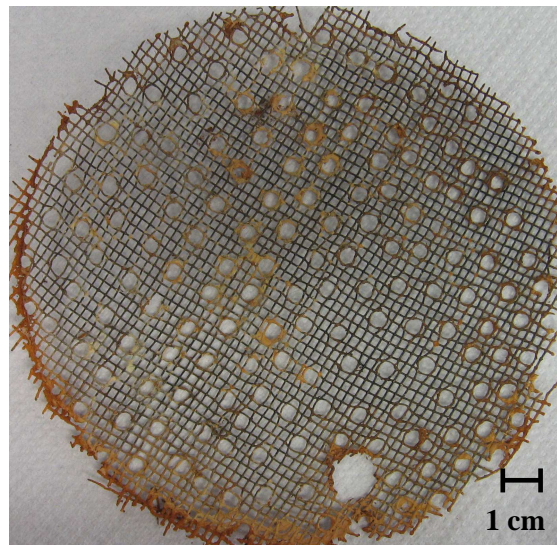


Abbildung 45: Braunfarbiger Überzug des im Bioreaktor eingesetzten Siebes

In den beiden anderen Versuchen wurde die Eisenkonzentration erheblich erhöht (Messung 6) bzw. nicht verringert (Messung 9). Obwohl ein Sauerstoffgehalt von über  $10 \text{ mg L}^{-1}$  in dem Zulauf verfügbar war, wurde die Oxidation der Eisen(II)-Ionen zu den Eisen(III)-Ionen gestört. Eine Möglichkeit war, dass durch die eingebauten Metallsiebe im Zu- und Ablauf zusätzliches Eisen in das Versuchswasser eingebracht wurde. Dadurch hätte sich jedoch auch die Konzentration in den anderen Versuchen erhöhen müssen. Unabhängig davon waren alle Eisenkonzentrationen im Zu- und Ablauf unterhalb des Grenzwertes der TVO von  $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ . Für alle in diesem Versuch durchgeführten Oxidationsvorgänge wurden  $1,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  verbraucht.

## Mangan

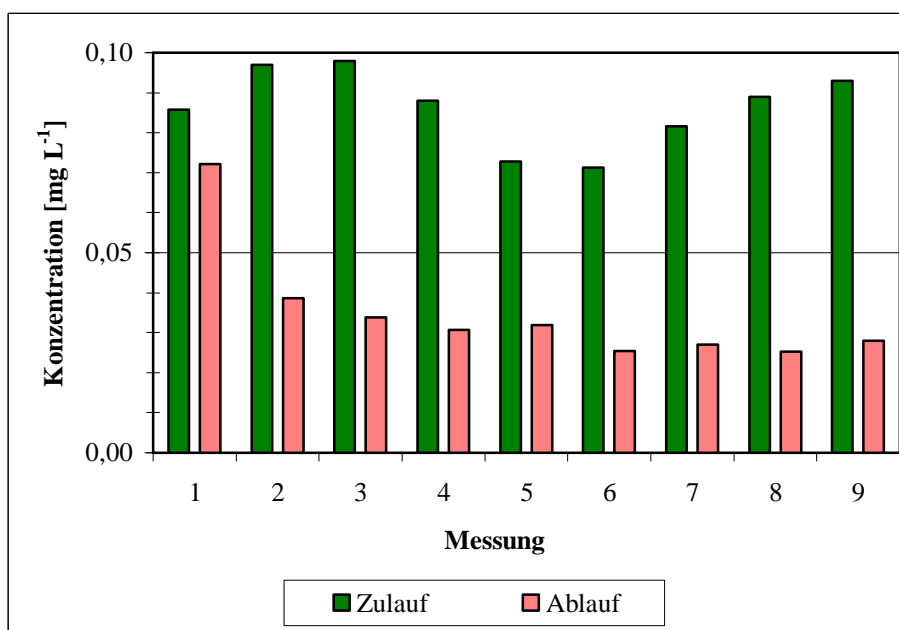


Abbildung 46: Mangankonzentrationen der gesamten Versuchsanlage im Versuch 2

In Abbildung 46 sind die Mangankonzentrationen bei der Untersuchung der Versuchsanlage auf die Reinigungswirkung aufgeführt. Über den gesamten Versuchszeitraum war bei Mangan eine deutliche Entfernung im Ablauf zu erkennen. Der Sauerstoffgehalt im Wasser war ausreichend, um Mangan(II)-Ionen zu den Mangan(IV)-Ionen zu oxidieren. Aus den mit Wasser reagierten Mangan(IV)-Ionen wurde Mangan(IV)-oxidhydrat gebildet. Die Flocken konnten sich auf den Styroporkugeln bzw. am Sieb des Ablaufes ablagern. Im Zulauf war der Grenzwert für Mangan laut der TVO von  $0,05 \text{ mg L}^{-1}$  teilweise minimal überschritten. Durch die Versuchsanlage konnte die Mangankonzentration im Ablauf bis auf einen Versuch stets unterhalb des Grenzwertes gebracht werden. Lediglich im ersten Versuch war die Mangankonzentration im Ablauf höher als der Grenzwert. Dies könnte damit zusammenhängen, dass sich die Mikroorganismen erst an die neuen Bedingungen gewöhnen mussten. Durch das Befahren aller Reinigungsstufen der Versuchsanlage wurde das Wasser innerhalb des Versuches bereits verändert.

Im Vergleich der Entmanganung zur Enteisung schien die Entfernung der Mangan-Ionen aus dem Wasser besser zu funktionieren. Dies könnte mit den Mikroorganismen zusammenhängen, dass sich die manganentfernenden Mikroorganismen besser an die Bedingungen und an das Versuchswasser angepasst hatten. Außerdem war die Eisenkonzentration im Zulauf unterhalb des Grenzwertes der TVO, so dass die Konzentration für die eisenumwandelnden Bakterien vielleicht zu gering gewesen ist.

### Stickstoffverbindungen

In den vier folgenden Abbildungen sind die Ammonium-, Nitrit-, Nitrat- und Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen des Versuchs 2 über neun Messungen hinweg dargestellt.

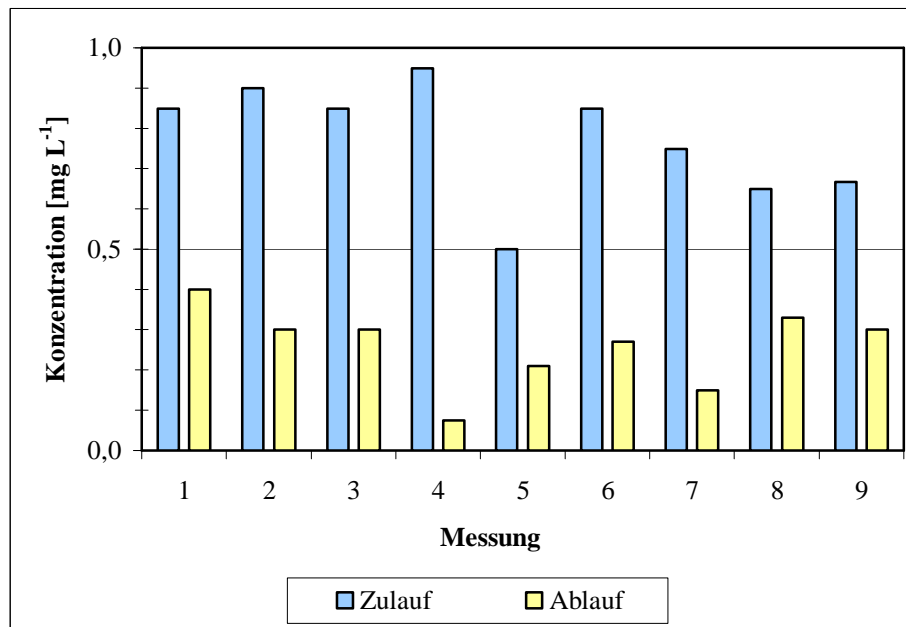


Abbildung 47: Ammoniumionenkonzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2

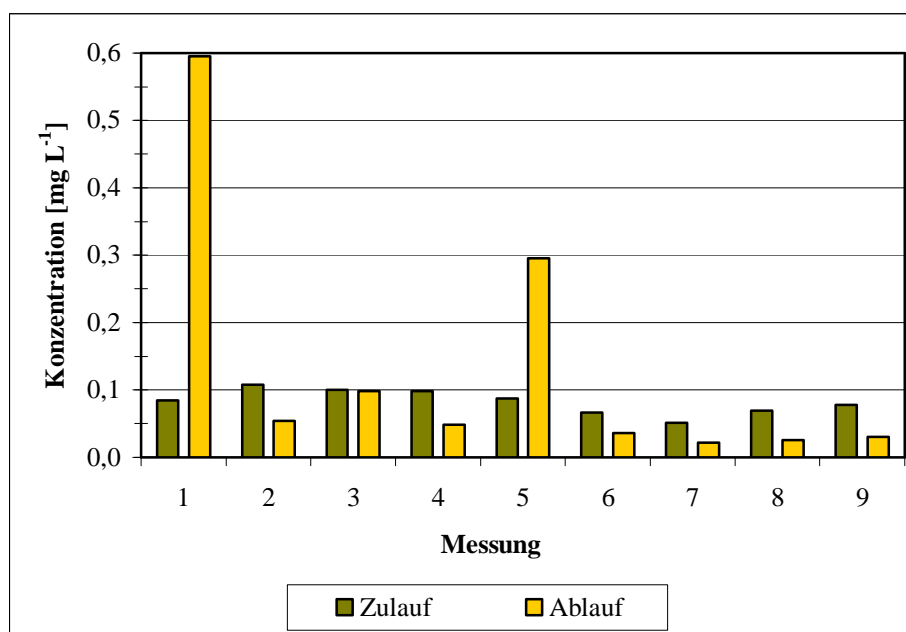


Abbildung 48: Nitritkonzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2

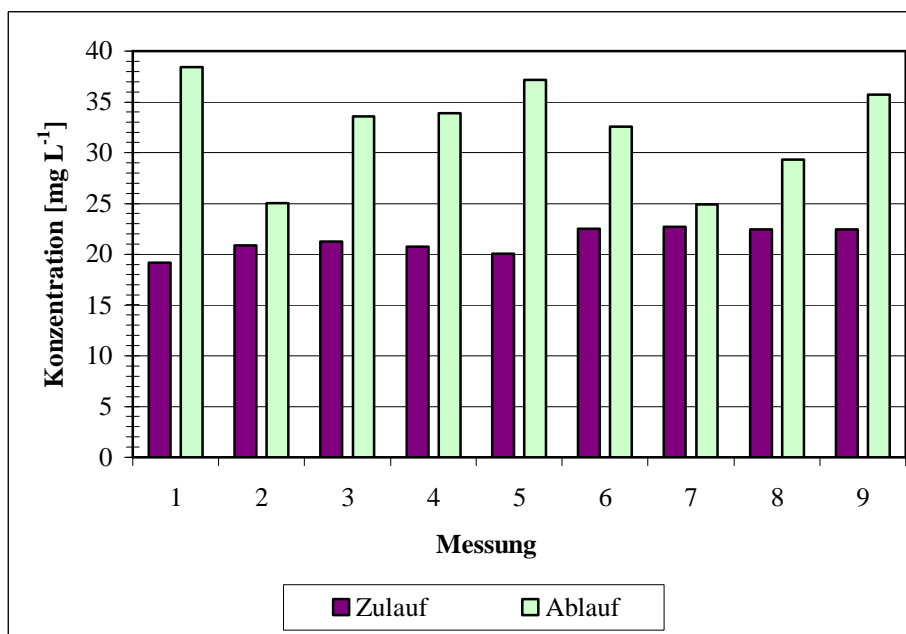


Abbildung 49: Nitratkonzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2

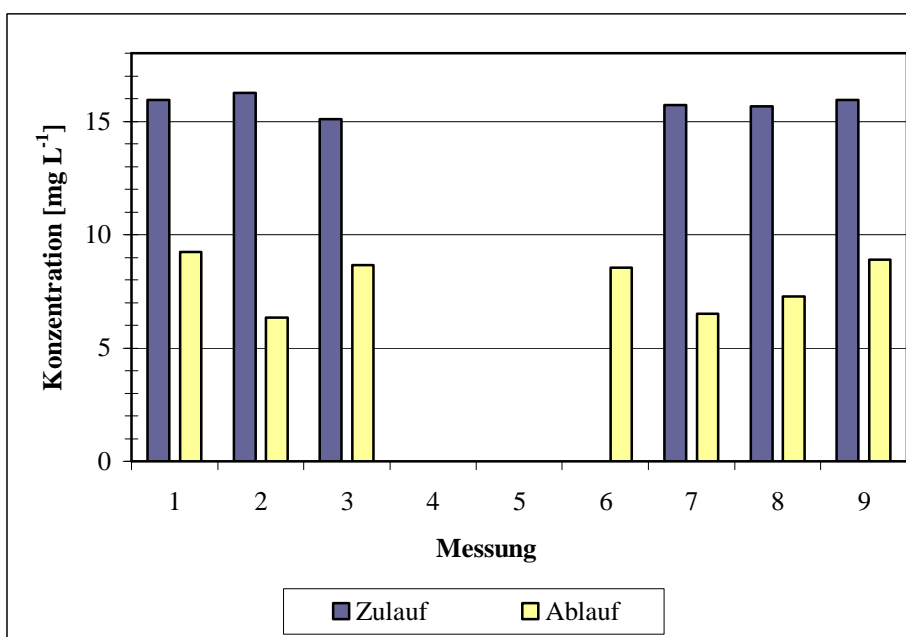


Abbildung 50: Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2

In allen der neun Versuche zeigten sich außerordentliche Veränderungen in den Konzentrationen der Stickstoffverbindungen. Die Konzentrationen Ammonium wurden deutlich verringert. Ammonium wurde zu Nitrit durch die Tätigkeit von Ammonium-Oxidierern umgewandelt. Eigentlich hätte somit ein Anstieg der Nitrit-Konzentration in den Abflüssen der Versuche erkennbar sein müssen. Dies war jedoch nur in drei der sechs Versuchen der Fall. In den anderen Versuchen wurde auch die Nitrit-Konzentration stark reduziert. Dies hängt mit der Oxidation von Nitrit zu Nitrat durch Nitrit-Oxidierer

zusammen. In den Ergebnissen des Ablaufes der Versuchsanlage war der Schritt der Nitritbildung nicht richtig erkennbar, da dieses bereits zu Nitrat umgewandelt wurde. Damit lässt sich auch der mehr oder weniger starke Anstieg in der Nitratkonzentration im Ablauf der Anlage begründen. Durch die aus dem Versuch 1 bestätigte Nitrifikation im Mehrschichtfilter und im Bioreaktor wurden zwei Verfahrensstufen in der Versuchsanlage integriert, in denen ein Abbau von Stickstoffverbindungen stattfand. Damit könnte der enorme Anstieg der Nitratkonzentrationen im Ablauf der gesamten Versuchsanlage im Vergleich zu den einzelnen Aufbereitungsstufen aus Versuch 1 erklärt werden. Auch der Gesamt-Stickstoff wurde ungefähr um die Hälfte reduziert. Der organische Stickstoff wurde von anfänglichen durchschnittlichen  $10 \text{ mg L}^{-1}$  auf  $1 \text{ mg L}^{-1}$  verringert. Die organischen Stickstoffverbindungen wurden durch die Ammonifikation umgewandelt und über die Nitrifikation wurden die hohen Nitratkonzentrationen gebildet. Aufgrund der stattgefundenen Nitrifikation wurde eigentlich ein niedrigerer pH-Wert im Ab- als im Zulauf erwartet. Der gestiegene pH-Wert könnte vielleicht mit der starken Ammonifikation erklärt werden, dass die Nitrifikation noch nicht entsprechend auf den pH-Wert rückwirkte.

Die Konzentrationen von Ammonium und Nitrat waren im Ablauf stets unterhalb des Grenzwertes der TVO. Lediglich bei Nitrit konnte der Grenzwert von  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  einmal nicht eingehalten werden.

#### Kohlenstoffverbindungen

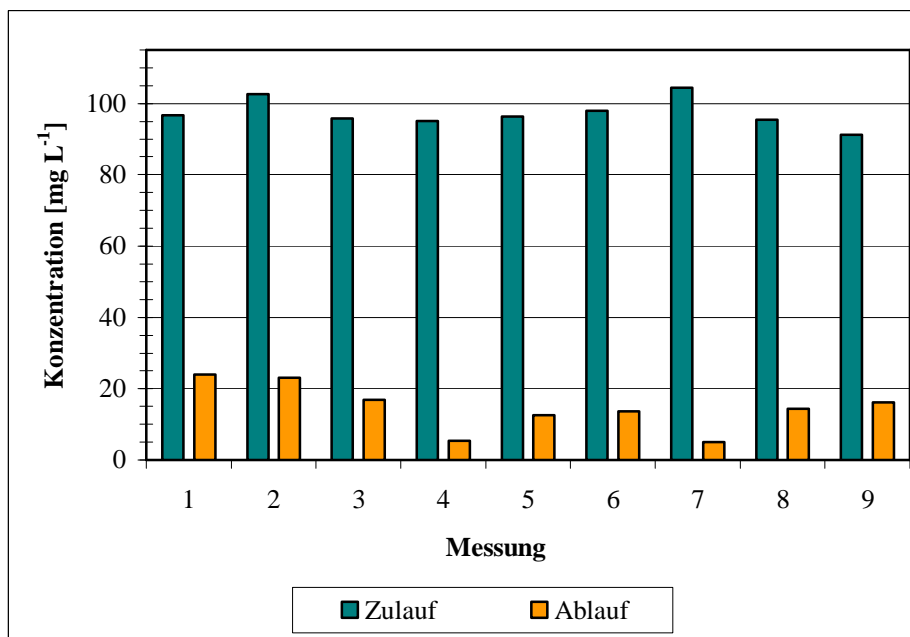


Abbildung 51: CSB-Konzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2

In Abbildung 51 sind CSB-Konzentrationen bei der Ermittlung der Reinigungswirkung der gesamten Versuchsanlage aufgezeigt. Auch der CSB wurde durch die Gesamtanlage deutlich reduziert. Im Mittelwert hatte der Zulauf eine CSB-Konzentration von  $97 \text{ mg L}^{-1}$ . Diese wurde im Ablauf durch den Abbau der organischen Kohlenstoffverbindungen auf  $14 \text{ mg L}^{-1}$  verringert. Heterotrophe Mikroorganismen

verwerteten Substanzen, wie Glucose und Fleischextrakt. Organische Stickstoffverbindungen, wie Harnstoff und Pepton, wurden ebenfalls umgesetzt, wodurch Ammonium in der Ammonifikation gebildet wurde.

Bei der zusätzlichen Messung des  $\text{BSB}_5$  konnte eine deutliche Verringerung des  $\text{BSB}_5$  im Ablauf mit ca.  $4 \text{ mg L}^{-1}$  von anfänglichen  $84 \text{ mg L}^{-1}$  erzielt werden. Wurde das  $\text{CSB}/\text{BSB}_5$ -Verhältnis aus dem mittleren CSB und  $\text{BSB}_5$  bestimmt, ergab sich im Mittel ein Verhältnis von 1,2. Aufgrund dieses Verhältnisses konnte auf ein leicht und nahezu vollständig abbaubares Wasser geschlossen werden (nach Mutschmann, 2007).

### Phosphat

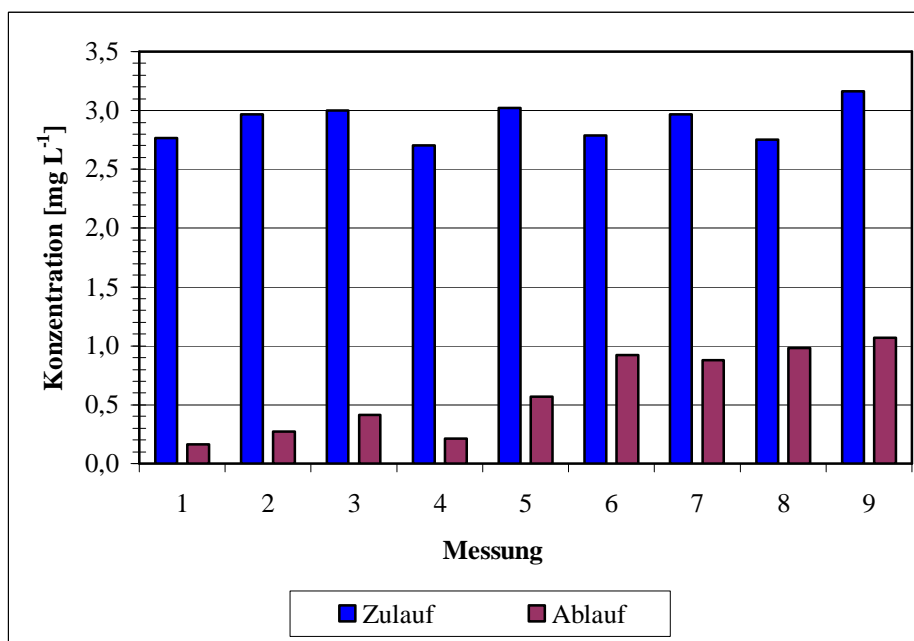


Abbildung 52: Phosphatkonzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2

Abbildung 52 stellt die Konzentrationen von Phosphat über die neun Messungen im Versuch 2 dar. In den anfänglichen Untersuchungen der gesamten Versuchsanlage war eine deutliche Reduzierung der Phosphatkonzentration erkennbar. In den letzten Versuchen war zwar eine Verminderung der Phosphatkonzentration ersichtlich, jedoch war diese nicht mehr so stark. Vermutlich wurde das Phosphat in der Biomasse (DNS, ATP) gebunden. Auch eine Phosphatausfällung mit Calcium- und Magnesiumionen war denkbar.

### Wasserhärte

In den nachfolgenden Abbildungen sind die Konzentrationen der Wasserhärte, Calcium- und Magnesiumkonzentrationen aufgezeigt.

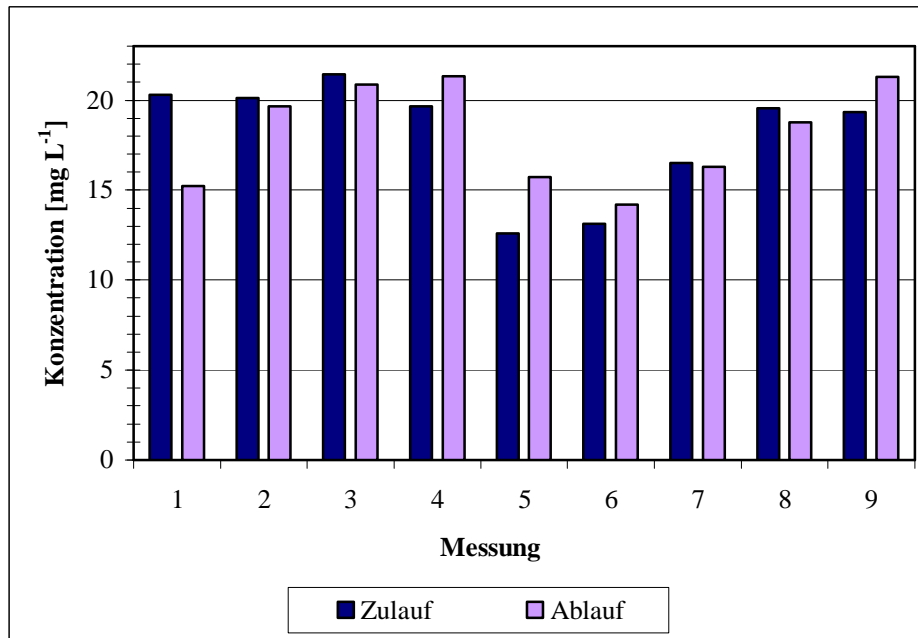


Abbildung 53: Wasserhärte-Konzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2

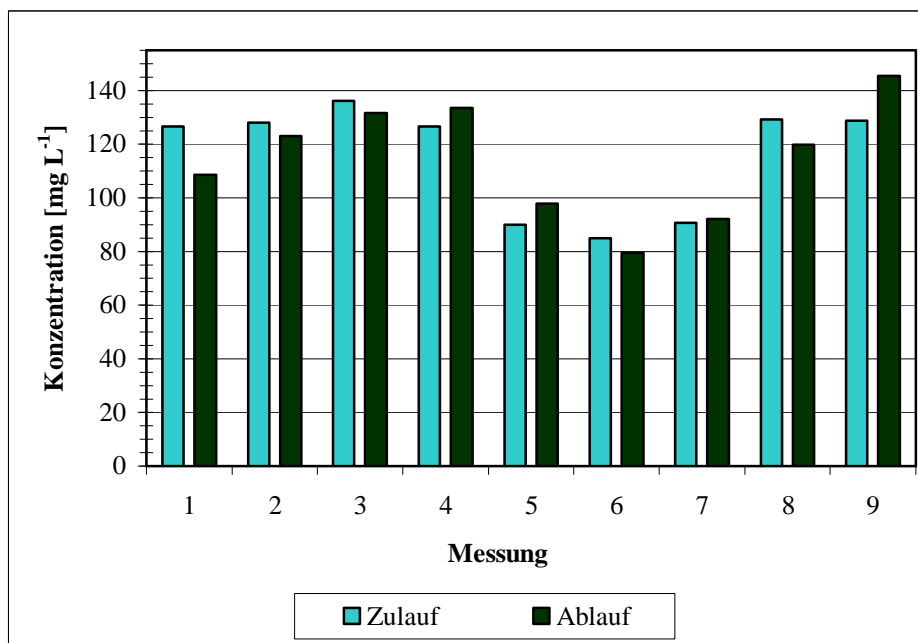


Abbildung 54: Calciumionenkoncentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2

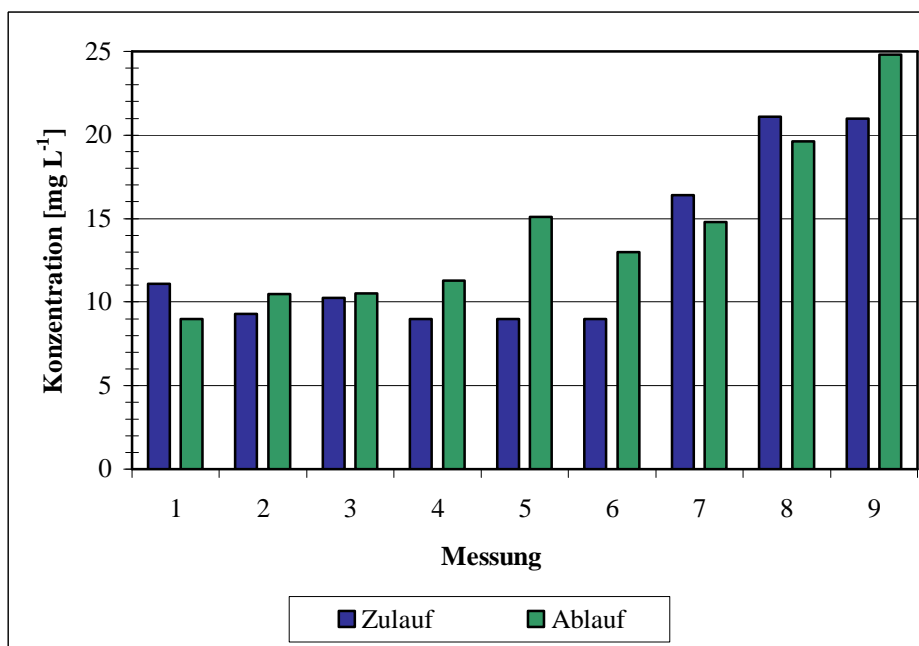


Abbildung 55: Magnesiumionenkonzentrationen der Versuchsanlage im Versuch 2

Die Ergebnisse der Parameter Wasserhärte sowie der Calcium- und Magnesiumionen waren eher schwankend. Die Zu- und Abflüsse wiesen nach WRMG überwiegend harte Wasserqualität auf. Für die Aufbereitung des Wassers mittels der Versuchsanlage scheint keine Tendenz erkennbar zu sein. Ursache hierfür könnten natürlich vorkommende Messschwankungen sein. Auf die Wasserhärte scheint die Versuchsanlage keinen Einfluss zu haben.

#### *Leitfähigkeit*

Die Leitfähigkeit wurde im Mittelwert um ungefähr  $50 \mu\text{S cm}^{-1}$  erhöht.

#### *Trübung*

Die Trübung des Zulaufes ließ sich nur beträchtlich reduzieren, wenn der Zulauf entsprechend starke Verunreinigungen durch starke Regenfälle oder Schneeschmelze enthielt. In diesen Fällen war eine große Anzahl an Schwebstoffen im Versuchswasser enthalten, welche durch das Sedimentationsbecken weitestgehend entfernt wurden (Abbildung 56). Mit veränderten Wetterverhältnissen ging auch oft eine Farbveränderung einher. Diese konnte durch den Mehrschichtfilter deutlich vermindert werden. Fielen jedoch nur wenige oder keine Niederschläge, war kaum ein Unterschied in den Trübungswerten des Zu- und Ablaufes festzustellen. Generell lässt sich sagen, dass die Trübungswerte im Ablauf der Anlage stets über den Grenzwert der TVO von 1,0 Nephelometric Turbidity Unit (NTU) lagen. Da durch den Feinsandfilter auch kleine Sandkörner ausgetragen werden könnten, ist es empfehlenswert, eine andere Aufbereitungsstufe in die Versuchsanlage zu integrieren. Beispielsweise könnte eine Mikroflokkung mit anschließender Filtration durchgeführt werden. Um Sandpartikel zurückzuhalten, müsste eventuell ein noch feineres Filtervlies eingesetzt werden.



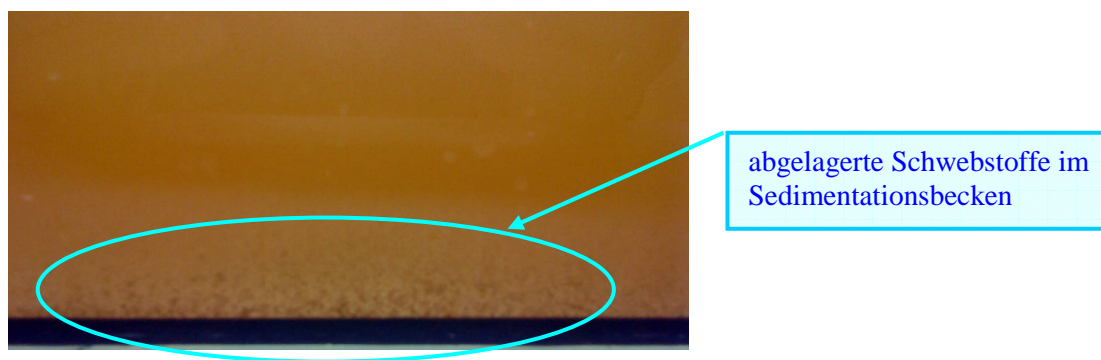


Abbildung 56: Abgesetzte Schwebstoffe im Sedimentationsbecken

Tabelle 12 gibt einen Überblick über die gemessenen Parameter, wobei als Vergleichswert der zugehörige Grenzwert der TVO (2001) angegeben ist. Grün markierte Zahlen sollen Unter- und rot gekennzeichnete Messwerte Überschreitungen verdeutlichen. Aus dieser Tabelle ist ersichtlich, dass die Konzentrationen in den Stickstoffverbindungen deutlich verändert wurden, währenddessen die Konzentrationen der Wasserhärte, Calcium- und Magnesiumionen durch die Versuchsanlage nicht verringert wurden. Auch die CSB-Konzentration wurde in dem Versuch 2 sehr reduziert.

Tabelle 12: Übersicht der gemessenen Parameter und des jeweiligen Grenzwertes der TVO (2001)

Parameter	Einheit	Zulauf	Ablauf	Grenzwert TVO
$\text{NH}_4^+$	$\text{mg L}^{-1}$	0,77	0,26	0,5
$\text{NO}_3^-$	$\text{mg L}^{-1}$	21,36	32,29	50
$\text{NO}_2^-$	$\text{mg L}^{-1}$	0,08	0,13	0,5
Gesamt-N	$\text{mg L}^{-1}$	15,77	7,92	nicht vorhanden
CSB	$\text{mg L}^{-1}$	97,28	14,54	nicht vorhanden
BSB5	$\text{mg L}^{-1}$	84,38	3,56	nicht vorhanden
$\text{PO}_4^{3-}$	$\text{mg L}^{-1}$	2,90	0,61	nicht vorhanden
Fe	$\text{mg L}^{-1}$	0,10	0,08	0,2
Mn	$\text{mg L}^{-1}$	0,09	0,03	0,05
GH	$^\circ\text{dH}$	18,08	18,15	nicht vorhanden
$\text{Ca}^{2+}$	$\text{mg L}^{-1}$	115,69	114,61	nicht vorhanden
$\text{Mg}^{2+}$	$\text{mg L}^{-1}$	10,91	13,62	nicht vorhanden

Parameter	Einheit	Zulauf		Ablauf		Grenzwert TVO
Trübung	NTU	11,49		4,53		1,0
pH		19,3 °C	7,90	19,2 °C	8,22	$\geq 6,5$ und $\leq 9,5$
LF	$\mu\text{S cm}^{-1}$	18,9 °C	723,06	19,1 °C	773,94	2500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ bei 20 °C
O <sub>2</sub>	mg L <sup>-1</sup>	19,2 °C	10,47	19,1 °C	9,08	nicht vorhanden

Teilweise unterlagen die Messergebnisse in allen der Messungen zur gesamten Versuchsanlage Schwankungen. Diese können einmal auf das Moritzbachwasser zurückgeführt werden, der als Oberflächenwässer den Wetterverhältnissen unterliegt. Durch Schneeschmelze waren die Messwerte zwar bedingt verdünnt, die Trübung und die Schwebstofffracht waren deutlich erhöht. Minimal veränderte, nicht erwartete Veränderungen in den Konzentrationen, wie bei Magnesiumionenkonzentration können mit natürlichen Messschwankungen begründet werden.

### 7.3.2 Untersuchung des Wassers auf biologische Belastung

Die Werte für den Zu- und Ablauf können nicht exakt miteinander verglichen werden, da die Proben an unterschiedlichen Tagen und zu unterschiedlichen Zeitpunkten genommen wurden. Es wurden zwar die  $10^{-4}$  und die  $10^{-6}$  Verdünnung für die Versuche genutzt. Zur Ermittlung der Gesamtkeimzahl und der Anzahl der coliformen Mikroorganismen wurden überwiegend die Messwerte der  $10^{-4}$  Verdünnungen betrachtet. Der Grund hierfür lag in den großen Abweichungen der Messwerte der  $10^{-6}$  Verdünnung von der  $10^{-4}$  Verdünnung. Lediglich bei einem nicht mehr auszählbarem Bewuchs der Membranfilter wurde auf die Messwerte der  $10^{-6}$ -Verdünnung zurückgegriffen. Die Berechnung der Zellzahl  $\text{mL}^{-1}$  für die Gesamt- als auch die Enterobacteriaceenzahl erfolgte mittels Formel (7.3).

$$\text{Zellzahl } \text{mL}^{-1} = \frac{\text{gezählte Kolonien}}{\text{Verdünnung} \cdot \text{aufgegebenes Volumen}} \quad (7.3)$$

mit

gezählte Kolonien	entspricht KbE
Verdünnung	$10^{-4}$ oder $10^{-6}$
aufgegebenes Volumen	filtrierte Probenmenge [mL]
	in Versuchen: 10 mL

In Tabelle 13 sind die ermittelten Messwerte der Gesamtkeimzahl des Zu- und Ablaufes dargestellt. Es war ersichtlich, dass beide Messreihen hinsichtlich der Gesamtkeimzahl Schwankungen unterlagen. Im Zulauf ergaben sich Schwankungen der Zellzahl  $\text{mL}^{-1}$  im Bereich von  $10^3$  bis  $10^6$ . Im Ablauf schwankten die Werte von  $10^4$  Zellen  $\text{mL}^{-1}$  bis  $10^6$  Zellen  $\text{mL}^{-1}$ . In der sechsten Messung wurde der Zulauf nicht auf die Gesamtkeimzahl untersucht, da aufgrund einer längeren Zeitspanne zwischen Probenahme und Analyse eine zu große Veränderung in der mikrobiellen Belastung vermutet wurde. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Werte der Tabelle 13 bei der berechneten Zellzahl  $\text{mL}^{-1}$  zeigen, dass die Gesamtkeimzahl beim Ablauf überwiegend höhere Werte als beim Zulauf annimmt. Wenn der Mittelwert über alle Werte der Tabelle des Zu- und des Ablaufes gebildet wird, zeigt sich ein leichter Anstieg der Zellzahl im Ablauf.

Die über drei Messungen gemittelten Messwerte der berechneten Gesamtzellzahl  $\text{mL}^{-1}$  des Zu- und Ablaufes wurden in Abbildung 57 grafisch dargestellt. Diese verdeutlicht die Schwankungen der Gesamtkeimzahl um  $10^5$  Zellen  $\text{mL}^{-1}$ . Einige Über- und Unterschreitungen dieses Bereiches waren in den Versuchen nicht unüblich.

Tabelle 13: Messwerte der Gesamtkeimzahl des Zu- und Ablaufes

Gesamtkeimzahl						
	Zulauf			Ablauf		
	gezählte KbE		berechnete Zellzahl [x 10 <sup>5</sup> ] mL <sup>-1</sup>	gezählte KbE		berechnete Zellzahl [x 10 <sup>5</sup> ] mL <sup>-1</sup>
Messung	10 <sup>-4</sup> - Verdünnung	10 <sup>-6</sup> - Verdünnung		10 <sup>-4</sup> - Verdünnung	10 <sup>-6</sup> - Verdünnung	
1	5	n. b.	0,05	153	n. b.	1,53
2	44	n. b.	0,44	44	n. b.	0,44
3	n. b.	82	82*	n. b.	133	133*
4	112	n. b.	1,12	74	n. b.	0,74
5	68	n. b.	0,68	199	n. b.	1,99
6	n. g.	n. g.	n. g.	136	n. b.	1,36
7	2	n. b.	0,02	n. b.	19,75	19,75*
MW	n. b.	n. b.	0,46	n. b.	n. b.	1,21

KbE ... Kolonie bildende Einheiten    n. b. ... nicht betrachtet    n. g. ... nicht gemessen    MW ... Mittelwert

\* nicht in Mittelwert eingerechnet

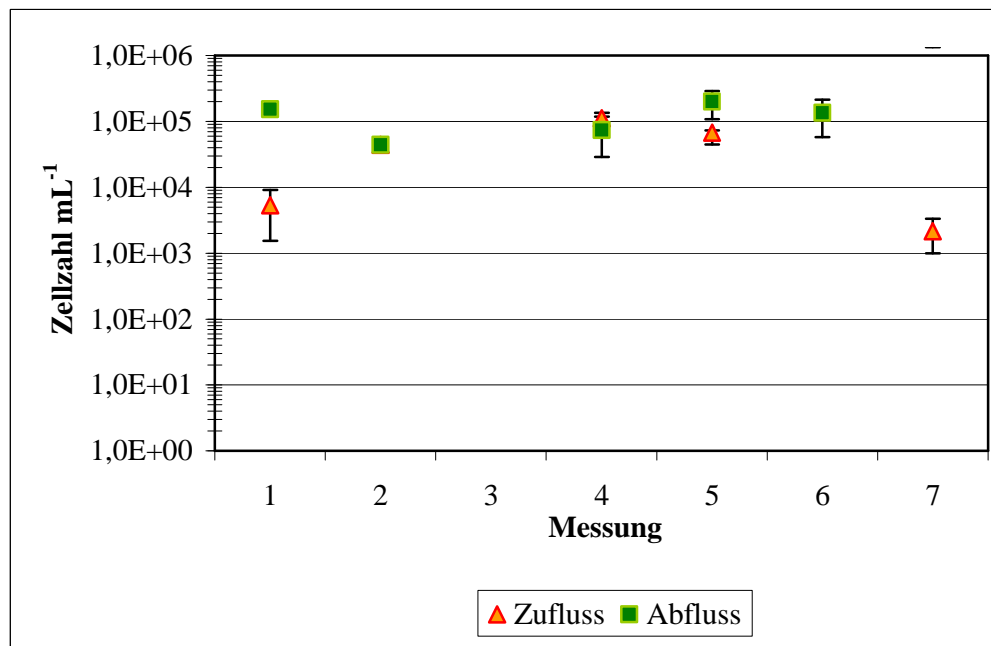


Abbildung 57: Berechnete Gesamtkeimzahl im Versuch 2

Die nachfolgenden sechs Abbildungen zeigen die Schwankungen in der Gesamtkeimzahl auf den Membranfiltern, welche auf den Nährkartonscheiben auflagen. Wurden die Ergebnisse der 2. Messung des Zulaufes Abbildung 58 und des Ablaufes Abbildung 59 mit denen der 3. Messung verglichen, zeigte sich bei der 2. Messung eine geringere Gesamtkeimzahl. Die Ergebnisse der 3. Messung wurden in Abbildung 60 und Abbildung 61 dargestellt. In Abbildung 62 und Abbildung 63 sind der Zu- und der Ablauf für die 5. Messung dargestellt. Es zeigt sich, dass die Gesamtkeimzahl im Zu- und Ablauf Schwankungen unterlag.

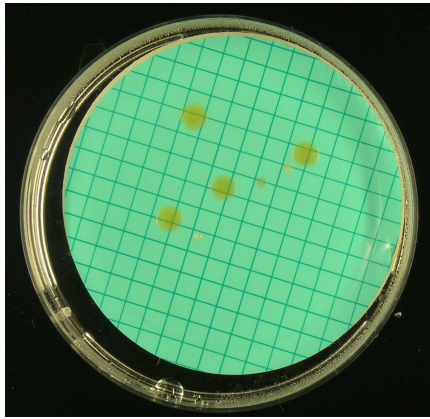


Abbildung 58: Gesamtkeimzahl im Zulauf der Messung 2

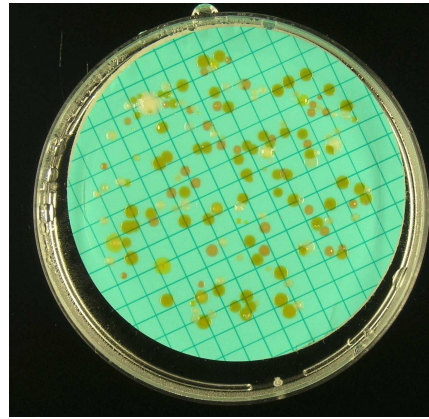


Abbildung 59: Gesamtkeimzahl im Ablauf der Messung 2

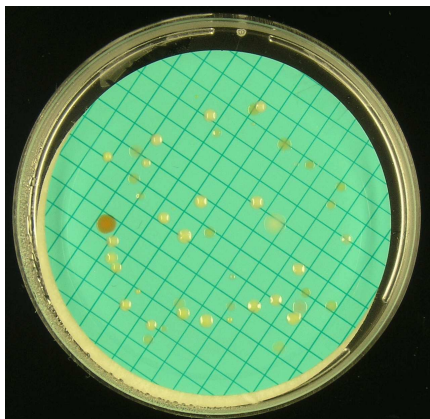


Abbildung 60: Gesamtkeimzahl im Zulauf der Messung 3

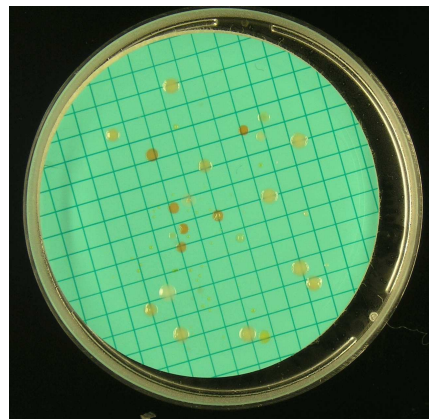


Abbildung 61: Gesamtkeimzahl im Ablauf der Messung 3

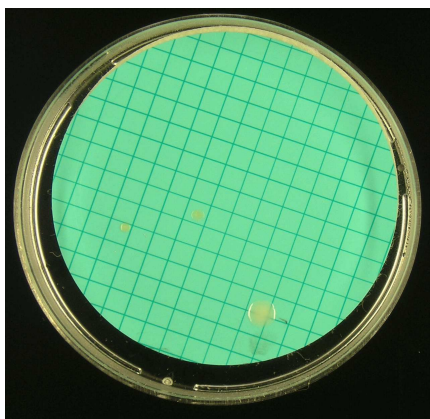


Abbildung 62: Gesamtkeimzahl im Zulauf der Messung 5

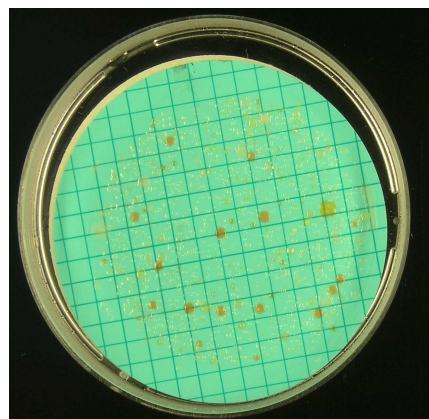


Abbildung 63: Gesamtkeimzahl im Ablauf der Messung 5

Tabelle 14 gibt einen Überblick über die ermittelte Zellzahl  $\text{mL}^{-1}$  der Enterobacteriaceae. Auf dem Selektivmedium Tergitol-TTC-Agar waren Mikroorganismen gewachsen, die nicht den coliformen Mikroorganismen zugeordnet werden konnten. Im Nachfolgenden wurden folglich die Zell-

zahl  $\text{mL}^{-1}$  für Enterobacteriaceae ermittelt, wobei keine coliformen Bakterien gemeint sind. Tabelle 14 zeigt, dass die Zu- und Abflüsse bei den Versuchen schwankten. Der Zulauf schwankte in einem Bereich von  $10^3$  Zellen  $\text{mL}^{-1}$  bis  $10^6$  Zellen  $\text{mL}^{-1}$ . Der Ablauf unterlag Schwankungen im Bereich von  $10^4$  Zellen  $\text{mL}^{-1}$  bis  $10^6$  Zellen  $\text{mL}^{-1}$ . Auffällig war erneut die dritte Messung, bei der ein deutlicher Anstieg der Zellzahl  $\text{mL}^{-1}$  zu verzeichnen war, genauso wie in der siebten Messung der Zellzahl Enterobacteriaceae im Ablauf. In der sechsten Messung wurde die Zellzahl  $\text{mL}^{-1}$  für den Zulauf nicht ermittelt. Auch in den Ergebnissen dieser Versuche zeigte sich, dass der Ablauf mehrheitlich eine höhere Keimzahl der Enterobacteriaceae als der Zulauf aufwies. Eine grafische Darstellung der berechneten, über jeweils drei Messungen gemittelte Zellzahl  $\text{mL}^{-1}$  zeigt Abbildung 64.

Tabelle 14: Messwerte der Zahl der Enterobacteriaceae des Zu- und Ablaufes

<b>Zahl der Enterobacteriaceae</b>						
	<b>Zulauf</b>			<b>Ablauf</b>		
	<b>gezählte KbE</b>		<b>berechnete Zellzahl [x 10<sup>5</sup>] <math>\text{mL}^{-1}</math></b>	<b>gezählte KbE</b>		<b>berechnete Zellzahl [x 10<sup>5</sup>] <math>\text{mL}^{-1}</math></b>
	<b>10<sup>-4</sup>- Verdünnung</b>	<b>10<sup>-6</sup>- Verdünnung</b>		<b>10<sup>-4</sup>- Verdünnung</b>	<b>10<sup>-6</sup>- Verdünnung</b>	
1	4	n. b.	0,04	67	n. b.	0,67
2	18	n. b.	0,18	50	n. b.	0,50
3	n. b.	1	0,67	256	n. b.	2,56
4	49	n. b.	0,50	35	n. b.	0,35
5	20	n. b.	0,2	155	n. b.	1,55
6	n. g.	n. g.	n. g.	112	n. b.	1,12
7	1	n. b.	0,01	n. b.	18	18,33
MW	n. b.	n. b.	0,26	n. b.	n. b.	3,4

n. b. ... nicht betrachtet

n. g. ... nicht gemessen

MW ... Mittelwert

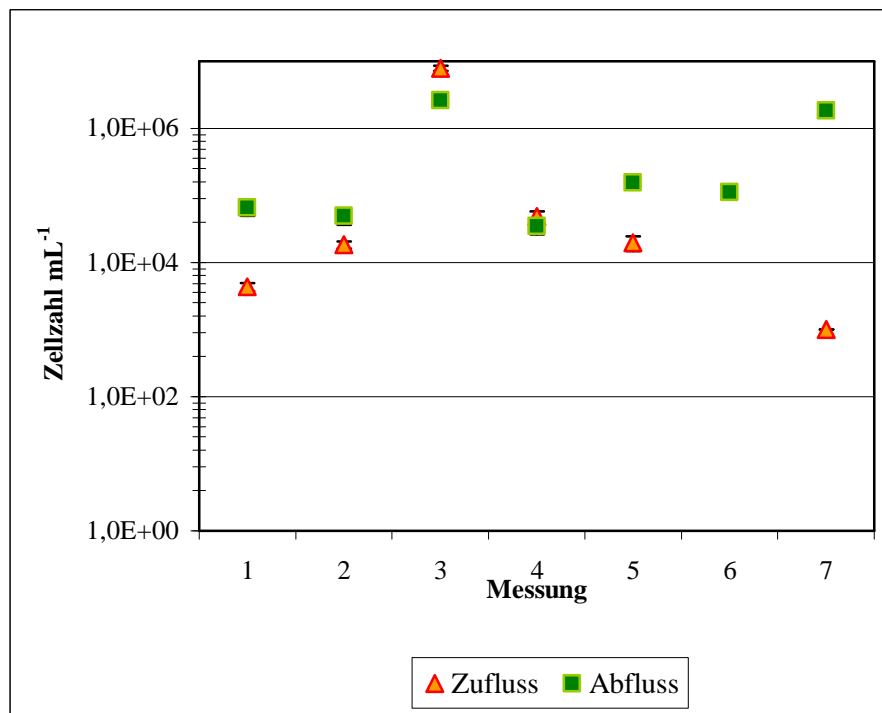


Abbildung 64: Berechnete Keimzahl Enterobacteriaceae

In den sechs folgenden Abbildungen sind Beispiele für den Bewuchs der auf den Nährkartonscheiben aufliegenden Filter durch Enterobacteriaceae des Zu- und Ablaufes dargestellt. Analog der Abbildungen für die Gesamtkeimzahl sind im Zulauf Abbildung 65 und im Ablauf Abbildung 66 der 2. Messung im Vergleich zur 3. Messung eine geringere Keimzahl der Enterobacteriaceae festzustellen. In Abbildung 67 und Abbildung 68 wurden der Zu- und der Ablauf der 3. Messung dargestellt. In Abbildung 69 und Abbildung 70 ist der Bewuchs durch Enterobacteriaceae des Zu- und Ablaufes dargestellt. Es zeigt sich, dass der Zu- und Ablauf hinsichtlich der Keimzahl der Enterobacteriaceae schwankten.



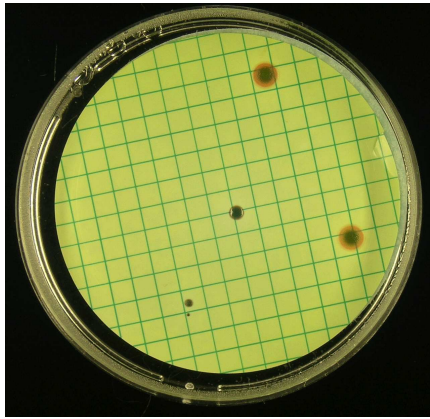


Abbildung 65: Zahl der Enterobacteriaceae im Zulauf der Messung 2

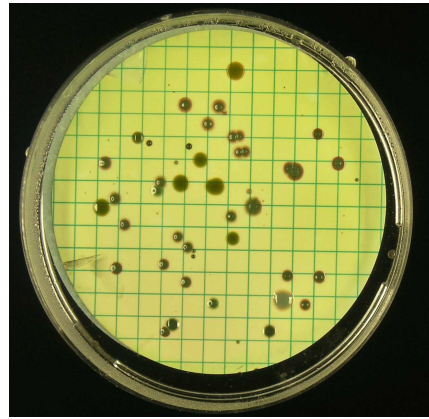


Abbildung 66: Zahl der Enterobacteriaceae im Ablauf der Messung 2

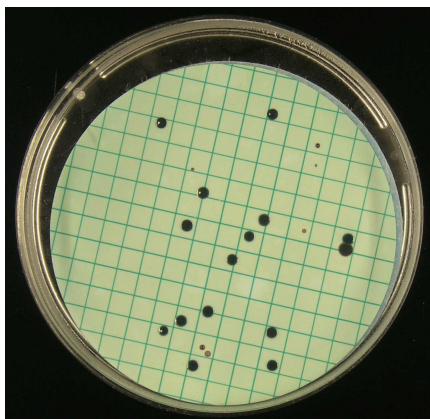


Abbildung 67: Zahl der Enterobacteriaceae im Zulauf der Messung 3

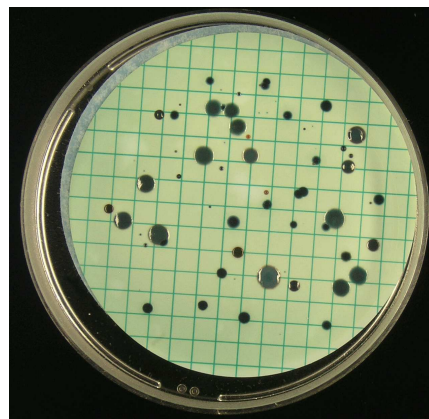


Abbildung 68: Zahl der Enterobacteriaceae im Zulauf der Messung 3

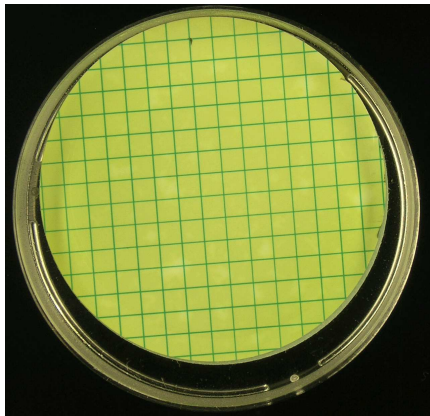


Abbildung 69: Zahl der Enterobacteriaceae im Zulauf der Messung 5

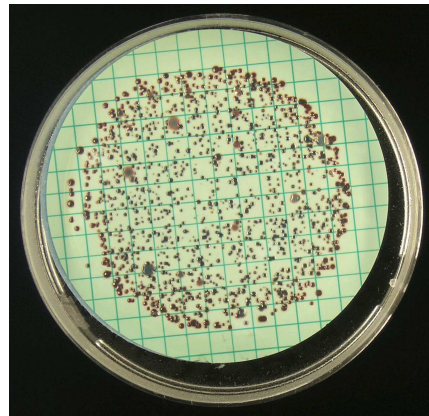


Abbildung 70: Zahl der Enterobacteriaceae im Ablauf der Messung 5

Tabelle 15 gibt eine Übersicht über die Mittelwerte der Zellzahl  $\text{mL}^{-1}$  der Gesamtkeime und der Enterobacteriaceae. Für die Gesamtkeimzahl ist der Grenzwert angegeben, der, wie in der Tabelle ersichtlich, deutlich überschritten war und deshalb mit rot gekennzeichnet wurde.

Tabelle 15: Übersicht der Gesamt- und Enterobacteriaceen zahl mit Grenzwert der TVO (2001)

Parameter	Einheit	Zulauf	Ablauf	Grenzwert TVO
Gesamtkeimzahl	Zellzahl mL <sup>-1</sup>	4,95E+05	7,40E+05	20 bei 36 °C
Enterobacteriaceen	Zellzahl mL <sup>-1</sup>	4,76E+05	4,37E+05	nicht vorhanden

In der Ermittlung der Zellzahl mL<sup>-1</sup> wurde die 10<sup>-6</sup> Verdünnung nur bei Bedarf betrachtet, da die Abweichung der gezählten KbE zur 10<sup>-4</sup> Verdünnung teilweise sehr groß waren. Die 10<sup>-6</sup> Verdünnung somit nur genutzt, wenn die KbE der 10<sup>-4</sup>-Verdünnung nicht auszuwählen war. Die 10<sup>-6</sup> Verdünnung ist bei der Herstellung der Verdünnungen die letzte Stufe gewesen. Weiterhin hatten die gezählten KbE in der 10<sup>-6</sup> Verdünnung eine größere Wichtung als in der 10<sup>-4</sup> Verdünnung. Wurden beispielsweise bei der 10<sup>-6</sup> Verdünnung lediglich 2 anstatt 3 KbE gezählt, ergab das bei der 10<sup>-4</sup> Verdünnung einen Unterschied von 200 KbE zu 300 KbE. Wurde hingegen eine Kolonie bei der 10<sup>-4</sup> Verdünnung, beispielsweise durch Übersehen, nicht gezählt, hatte dies einen geringeren Einfluss.

Der wesentliche Punkt in der Handhabung der Nährkartonscheiben, welcher sich von der Gebrauchsanleitung unterscheidet, ist die Zugabe des sterilen destillierten Wassers. In der Anleitung wird eine Zugabe von 3,0 mL bis 3,5 mL empfohlen. In Vorversuchen wurden mit dieser Volumenangabe jedoch ungenaue Ergebnisse erzielt. Die Nährkartonscheiben waren derart feucht, dass Kolonien zerlaufen waren. Dadurch war eine eindeutige Trennung der Kolonien nicht möglich. Aus diesem Grund wurde sich für ein Volumen von 2,5 mL steriles DI-Wasser entschieden.

Für die Ermittlung der Gesamtkeimzahl wurden Nährkartonscheiben genutzt, deren Medium aus Fleischextrakt und Pepton bestand. Zur Bestimmung der Gesamtkeimzahl wurde das Standard-Medium genutzt, welches von verschiedenen Mikroorganismenarten verwertet werden kann. Neben den Nährstoffen sind aber noch weitere Faktoren für das Wachstum entscheidend, wie die Temperatur, der pH-Wert, die Luftfeuchtigkeit und der Sauerstoffgehalt. Für alle Mikroorganismen, die unter den Milieubedingungen des Standard-Mediums existieren können, wuchsen auf der Membran. Die gewachsenen Mikroorganismen bei der Ermittlung der Gesamtkeimzahl unterschieden sich in ihrer Form und Farbe voneinander. In den Versuchen konnte das Wachstum von weißen bis zu gelben Mikroorganismen festgestellt werden.

Im Gegensatz zum Standard-Medium war das Medium zur Bestimmung der Zellzahl von coliformen Mikroorganismen ein selektiveres Medium. Tergitol-7 hemmt das Wachstum grampositiver Mikroorganismen, so dass bei einer KbE von Enterobacteriaceen ausgegangen werden konnte. Neben Tergitol-7 war auch Bromthymolblau im Nährmedium enthalten. Dieser Farbindikator war für die typische blaugrün-Färbung des Nährmediums verantwortlich. Ein weiterer Bestandteil des Nährmediums war Lacto-

se. Dieses wird von den coliformen Mikroorganismen umgesetzt. Dabei verändert sich die blau-grüne Färbung des Nährmediums zu gelb. In den durchgeführten Versuchen waren auf den Tergitol-TTC-Nährkartonscheiben keine eindeutigen gelben KbE vorzufinden. Bis auf wenige Ausnahmen wuchsen auf den Platten braune gramnegative Kolonien. Andere Kolonien waren beispielsweise schwach lila oder grün. Teilweise war eine Gelbfärbung des Membranfilters zu beobachten, welche vermutlich aus der Umsetzung von Lactose resultierte. Bei der Gelbfärbung wuchsen jedoch keine gelben KbE, sondern eher braune Kolonien. Diese braunen Kolonien scheinen, zufällig wie die coliformen Mikroorganismen, ebenfalls Lactose zu verwerten.

Zusammenfassend lässt sich für die Ergebnisse der Versuche sagen, dass die Gesamtkeimzahl überhaupt im Zu- und Ablauf so hohe Werte annimmt, dass eine weitere Aufbereitungsstufe notwendig wird. Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung für die Gesamtkeimzahl liegt bei 36 °C bei 20 Keimen mL<sup>-1</sup>. Der niedrigste Wert der Gesamtkeimzahl des Ablaufes von 10<sup>4</sup> Zellen mL<sup>-1</sup> war zu hoch. Als Desinfektionsstufe könnte beispielsweise eine Chlorung oder eine UV-Anlage angeschlossen werden. Im Vergleich der Werte für die Gesamtkeimzahl des Zu- und Ablaufes schienen sich die Zellzahlen durch die Versuchsanlage teilweise sogar zu erhöhen. Eine Ursache hierfür könnte die aus dem Bioreaktor ausgetragene Biomasse sein. Mikroorganismen, die nicht auf den Styroporkugeln immobilisiert, sondern freischwebend waren, könnten aus dem Bioreaktor ausgetragen worden sein. Zu beachten ist auch die Vermehrung der Mikroorganismen in Form von Überschussschlamm, welcher ebenfalls die Gesamtkeimzahl hätte erhöhen können. Die aus dem Bioreaktor ausgetragenen Mikroorganismen wurden über Silikonschläuche in den Feinsandfilter transportiert. Schon in den Schläuchen in vorherigen Reinigungsstufen war an den inneren Schlauchwänden ein Biofilm festzustellen. Dies äußerte sich durch eine gelblich-bräunliche Verfärbung des Schlauches und durch ausgetragene Schlammflocken. Die Schläuche mussten in regelmäßigen Abständen von dem Biofilm gereinigt werden.

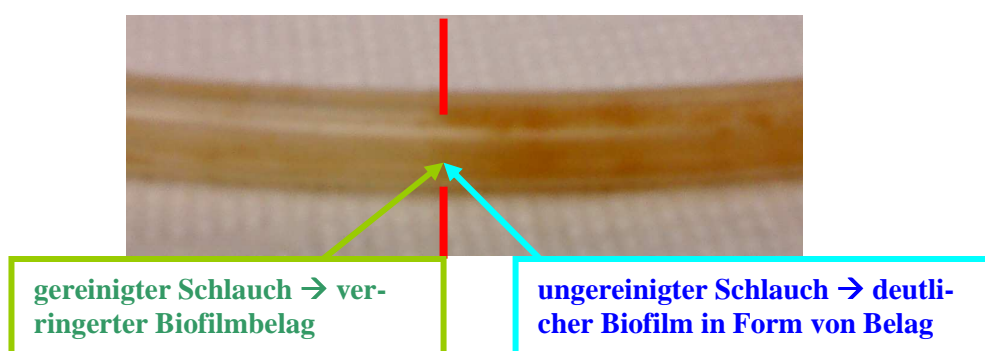


Abbildung 71: Biofilmbildung im Schlauch

Ein anderer Grund zur Erhöhung der Gesamtkeimzahl stellte wahrscheinlich das verwendete Filtermaterial des Feinsandfilters dar. Dieses bestand aus Sand, einem Material, auf dem sich schnell ein Biofilm bilden kann. Aus dem Bioreaktor ausgetragene Biomasse kann sich auf dem Filtersand festsetzen und

vermehren. In diesem Zusammenhang wäre interessant zu prüfen, ob der Feinsandfilter als Prozessstufe in der Gesamtanlage integriert bleiben sollte.

Nicht ohne Weiteres kann die Frage beantwortet werden, ob der Grenzwert hinsichtlich der coliformen Bakterien eingehalten wurde. Auf den Nährkartonscheiben waren hauptsächlich Enterobacteriaceae gewachsen. Deutlich gelbe Mikroorganismen, die als coliforme Bakterien gezählt werden, konnten nicht festgestellt werden. Jedoch waren beispielsweise gelblich-orangefarbige Mikroorganismen gewachsen, deren Zuordnung fraglich war.

Durch das Fehlen von coliformen Mikroorganismen im Zu- und Ablauf schienen diese nur in geringer Anzahl im Moritzbachwasser enthalten gewesen sein, so dass diese bei der Probenahme nicht erfasst wurden. Weitere Abweichungen für das Fehlen coliformer Mikroorganismen könnte die Verdünnungen für die Ermittlung der Gesamt- und Enterobacteriaceae-Keimzahl sein. Die Verdünnung könnte für die Bestimmung der coliformen Mikroorganismen zu hoch gewesen sein, so dass diese nicht mit erfasst werden. Ungewöhnlich ist, dass selbst im Ablauf keine coliformen Mikroorganismen vorhanden waren. Da Belebtschlamm aus der Kläranlage als Impfmateriale eingesetzt wurde, der beispielsweise *Escherichia coli* (*E. coli*) enthält, hätten wenigstens eine geringe Anzahl an coliformen Bakterien vorhanden sein müssen. Dies lässt den Schluss zu, dass die Milieubedingungen für das Wachstum der coliformen Mikroorganismen nicht optimal gewesen sind. Von *E. coli* ausgehend müsste das Versuchswasser eine Temperatur von ungefähr 36 °C besessen haben. Dies war definitiv nicht der Fall. Dadurch wird das Wachstum der coliformen Bakterien deutlich verlangsamt und sie kommen nur in geringerer Anzahl vor, so dass sie möglicherweise gar nicht erfasst worden sind.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Wasserqualität hinsichtlich der Biologie nicht den Anforderungen der Trinkwasserverordnung entsprach. Eine Desinfektionsstufe ist unbedingt nachzuschalten, wobei deren Wirksamkeit durch Versuche zu prüfen ist.

Wurde die Reinigungswirkung der Gesamtanlage betrachtet, konnte eine deutliche Aufbereitung des Versuchswassers festgestellt werden. Vor allem die Entmanganung und der Abbau organischer Kohlen- und Stickstoffverbindungen schienen gut zu funktionieren. Durch immobilisierte Mikroorganismen des Belebtschlammes auf den Styroporkugeln konnte ein biologischer Abbau erfolgen. Das sich auch ein Biofilm im Mehrschichtfilter ausgebildet hatte, war von Vorteil. Dadurch wurde die Sicherheit der Versuchsanlage erhöht. Es wurden Eisen und Mangan sowie die verschiedenen Stickstoffverbindungen nicht nur in einer Aufbereitungsstufe entfernt. Dadurch wurde die Reinigungswirkung gesteigert.

### 7.3.3 Untersuchung des Biofilms des Trägermaterials

Nach den Versuchen zeigte sich auf den verwendeten Styroporkugeln (Abbildung 73) im Vergleich zu den unbenutzten Styroporkugeln (Abbildung 72) ein Belag. Um zu untersuchen, inwieweit ob in diesem Überzug Mikroorganismen enthalten waren, wurde der Belag abgelöst und mikroskopisch analysiert.

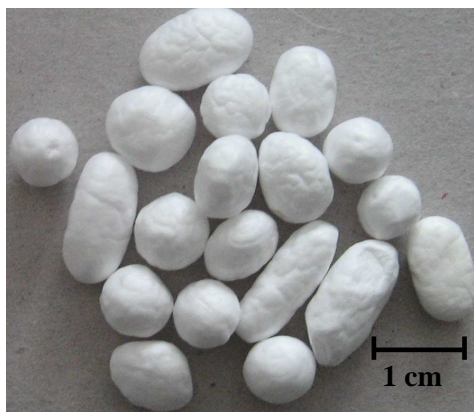


Abbildung 72: Unbenutzte Styroporkugeln

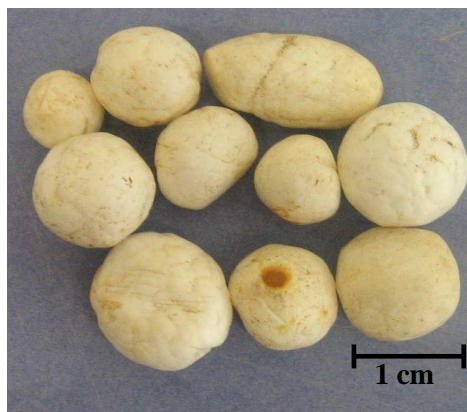


Abbildung 73: Belag auf den Styroporkugeln

Vor der Untersuchung mittels Phasenkontrastmikroskops wurde durch Aufschneiden der Styroporkugeln die Innenfläche visuell analysiert. Es war makroskopisch kein Belag erkennbar. Wurde die gewonnene Probe unter dem Phasenkontrastmikroskop betrachtet, waren vor allem Stäbchen, Kokken und Spirillen erkennbar. Größere Agglomerate, wie eine Belebtschlammflocke, waren nicht sichtbar. Cilien, welche für Belebtschlammflocken typisch sind, waren in auffällig geringer Anzahl ersichtlich. Phototrophe Mikroorganismen wurden nicht erwartet, da der Bioreaktor wegen der lichtempfindlichen Nitrifikanten mit Aluminiumfolie umhüllt war. Dass keine phototrophen Mikroorganismen im Biofilm enthalten waren, konnte durch die mikroskopische Untersuchung bestätigt werden.

Die Analyse mit dem Phasenkontrastmikroskop zeigte, dass sich kaum Mikroorganismen auf den Styroporkugeln als Trägermaterial angelagert hatten. Als Ursache ist das Trägermaterial anzusehen, dass für diese Versuche als nicht optimal geeignet bewertet wird. Die Oberfläche war sehr glatt, so dass durch ein Abrieb Biomasse abgelöst werden kann. Das Material schien sehr feinporig zu sein, wodurch ein Bewuchs des Innenrandes, zum Beispiel von Denitrifikanten, nicht möglich war. Auf der anderen Seite könnte eine Immobilisierung verstärkt werden, in dem ein anderes Rohwasser eingesetzt wird. Das Rohwasser gilt als leicht abbaubar, dass für die Mikroorganismen eventuell keine Notwendigkeit bestand, sich auf dem Trägermaterial zu immobilisieren. Die Nährstoffe im Wasser waren für den mikrobiellen Stoffwechsel vollkommen ausreichend. Die Milieubedingungen schienen nicht allzu suboptimal zu sein, da ein Wachstum von Biomasse in Schläuchen beobachtet werden konnte. Unabhängig davon könnte die Wassertemperatur sich nachteilig auf das Wachstum ausgewirkt haben. Aufgrund der Wetterverhältnisse war eine Temperatur unter 20 °C vorherrschend. Das Optimum liegt bei 35 °C, eine

Stoffwechseltätigkeit konnte allerdings bis 8 °C beobachtet werden (WABAG, 1996). Als nicht optimal könnte der pH-Wert angesehen werden, welcher grenzwertig innerhalb des Optimumbereiches lag. Am Sauerstoffgehalt konnte es nicht liegen, da dieser selbst im Ablauf Werte über 7 mg L<sup>-1</sup> annahm.



## 8 Zusammenfassung

Das Ziel der Arbeit bestand in der theoretischen Entwicklung einer Versuchsanlage zur Trinkwasseraufbereitung auf der Grundlage einfacher und kostengünstiger Verfahren. Die Reinigungswirkung der Versuchsanlage sollte in zwei Versuchen ermittelt werden. Als Versuchswasser wurde jeweils Moritzbachwasser (Gemarkung Zwickau) mit synthetischem Modellabwasser vermischt. In den Versuchen konnte eine deutliche Veränderung der Wasserzusammensetzung im Zu- und Ablauf festgestellt werden.

Im Versuch 1 wurden ausgewählte Verfahrensstufen unabhängig voneinander auf ihre Reinigungswirkung untersucht:

Die Sedimentation beeinflusste die Wasserzusammensetzung nur geringfügig. Eine eindeutige Tendenz beim Abbau von Verbindungen war nicht erkennbar. Die Sedimentationswirkung auf Schwebstoffe im aufzubereitenden Wasser wird als sehr gut beurteilt.

Der Mehrschichtfilter besaß gegenüber dem Einschichtfilter die bessere Reinigungswirkung. Die Reduzierung der Konzentrationen von Ammonium und Nitrit lässt auf einen biologischen Abbau schließen. Auch der CSB wurde stark reduziert, was auf den Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen zurückzuführen ist. Auf dem Filtermaterial könnte sich ein Biofilm aus Nitrifikanten und heterotrophen Mikroorganismen aufgebaut haben.

Beim Bioreaktor schwankten die Ergebnisse hinsichtlich der Reinigungswirkung in Abhängigkeit vom eingesetzten Volumen. In den Versuchen wurde der Bioreaktor im Vollvolumen betrieben, da bei dieser Fahrweise die Verweilzeit des Wassers im Vergleich zu den anderen Volumina am längsten war. Dadurch war es möglich, Eisen und Mangan sowie Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen umzusetzen. Aufgrund der Verschiebung in den Konzentrationen der Stickstoffverbindungen konnten Nitrifikanten im Versuchswasser vermutet werden.

Im Versuch 2 wurde die Reinigungswirkung der gesamten Versuchsanlage analysiert:

Eine Entfernung von Schwebstoffen aus dem Rohwasser war über das Sedimentationsbecken möglich. Die Reinigung von durch Schmutzpartikel verfärbtem Rohwasser wurde nicht im Sedimentationsbecken, sondern im Mehrschichtfilter erzielt.

Eine Entfernung von Blättern aus dem Wasser war über die Sedimentation nicht möglich. Um eine Verstopfung von Schläuchen zu verhindern, wurden diese manuell ausgelesen.

Im Vergleich der Konzentrationen im Ablauf zum Zulauf war ein Umbau in den Stickstoffverbindungen zu verzeichnen, der auf Nitrifikanten zurückzuführen war.

Auch der CSB wies im Ablauf deutlich verringerte Konzentrationen auf, was auf das Vorhandensein von heterotrophen Mikroorganismen schließen ließ.

Eisen und Mangan konnten ebenfalls in ihren Konzentrationen verringert werden, wobei gerade bei der Entmanganung von einem biologischen Abbau ausgegangen wurde.

Ein wesentlicher Vorteil der untersuchten Versuchsanlage bestand in dem Verzicht auf Chemikalien. Dadurch konnte ausgeschlossen werden, dass sich aufgrund chemischer Substanzen schädliche oder unerwünschte Reaktionsprodukte bilden.

Um die Immobilisierung von Mikroorganismen auf den Styroporkugeln als Trägermaterial zu überprüfen, wurde eine mikroskopische Untersuchung durchgeführt. Beim Ablösen des Biofilms und der Untersuchung unter dem Phasenkontrastmikroskop konnte nur eine geringe Anzahl an Mikroorganismen festgestellt werden. Belebtschlammflocken konnten auf dem Trägermaterial nicht festgestellt werden.

Während der Versuche konnte eine Vermehrung der Biomasse festgestellt werden. Dies äußerte sich in dem stets neu gebildeten Biofilmbelag an den Schlauchinnenwänden nach der Reinigung der Schläuche.

Aufgrund der hohen Anzahl von Mikroorganismen im Ablauf der Versuchsanlage ist eine Desinfektion zum Einhalten der Grenzwerte der TVO erforderlich.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass mit der Versuchsanlage die Wasserqualität in chemischer Zusammensetzung teilweise verbessert wurde. Das durch die Versuchsanlage aufbereitete Wasser hielt bis auf zwei Parameter die Grenzwerte der TVO ein. Für Mangan, die Stickstoffverbindungen, pH-Wert und Leitfähigkeit konnte eine Unterschreitung des Grenzwertes der TVO erzielt werden. Die Parameter Trübung und mikrobielle Belastung, d.h. Gesamtkeimzahl, konnten nicht eingehalten werden. In weiteren Versuchen könnte die Versuchsanlage in ihrer Reinigungswirkung noch optimiert werden, was aus jetziger Sicht sinnvoll ist.



## 9 Ausblick

Aufgrund der schlechten Trinkwassersituation in Entwicklungsländern oder auch anderen Regionen, z. B. in Katastrophenfällen, ist eine Verbesserung der Trinkwasserversorgung der Menschen entscheidend für die Vermeidung von Krankheiten. Die Bezeichnung des Wassers als blaues Gold (Kranz, 2008) zeigt die Bedeutung des für den Menschen wichtigen Lebensmittels. Um die Trinkwasserversorgung zu verbessern, gibt es bereits zahlreiche Produkte auf dem Markt. Diese basieren aber meistens auf komplizierten und teuren Verfahren. Weiterhin gibt es komplette Wassergewinnungsanlagen, die für die Flusswasseraufbereitung eingesetzt werden können. Mit diesen Anlagen ist allerdings oft ein Chemikalieneinsatz verbunden, der in der Entwicklung der in dieser Arbeit eingesetzten Versuchsanlage vermieden werden sollte. Auch das Projekt, in das die Ergebnisse dieser Arbeit einfließen, beschäftigt sich mit der Verbesserung der Trinkwasserversorgung. Als Ziel sollte eine Anlage entwickelt werden, welche in Entwicklungsländern, entlegenen Regionen oder auch in Katastrophengebiete eingesetzt werden kann. Mit diesen Einsatzorten kann die Anwendung einfacher und kostengünstiger Verfahren in der Versuchsanlage erklärt werden. Die Grundlage der getesteten Versuchsanlage bildeten die mechanischen Aufbereitungsstufen über Sedimentation und Filtration und die biologische Reinigung durch auf Trägermaterial immobilisierte Mikroorganismen. In Versuchen, in denen die Reinigungswirkung ermittelt werden sollte, konnte eine positive Veränderung in der Wasserzusammensetzung des Zu- und Ablaufes festgestellt werden.

Da das Sedimentationsbecken auf die Entfernung von Blättern keine Wirkung zeigte und die Gefahr der Verstopfung von Schläuchen in zukünftigen Versuchen besteht, sollte eine Rechenanlage vor die Sedimentationsstufe integriert werden.

Um die Enteisung und Entmanganung zu verstärken, wird eine Belüftung des Rohwassers vor der Sedimentationsstufe empfohlen. Durch den vermehrten Sauerstoffeintrag in das Wasser soll die Oxidation von Eisen(II)-Ionen und Mangan(II)-Ionen intensiviert werden. Theoretisch würden sich daraufhin mehr Eisen(III)- und Mangan(IV)-oxidhydratflocken im Sedimentationsbecken oder im Filter ablagern.

Weiterhin könnten Versuche mit in dem Sedimentationsbecken eingebauten Parallelabscheidern durchgeführt werden, um zu beurteilen, ob durch diese die Reinigungswirkung der Sedimentation erhöht werden kann.

Ein effektiver biologischer Abbau und ein Einhalten der Grenzwerte für Ammonium und Nitrit sind bei höheren Volumenströmen nur über ein größeres Reaktorvolumen mit einer größeren Menge an Trägermaterial zu gewährleisten.

Für die Immobilisierung von Mikroorganismen wird ein anderes Trägermaterial mit einer größeren aktiven Oberfläche empfohlen. Dadurch soll gewährleistet werden, dass sich im Vergleich zu den Styroporkugeln mehr Mikroorganismen anlagern können. Als Trägermaterial könnte beispielsweise Blähton, offenporiger Schaumstoff oder vielporige Lava verwendet werden.

Bei einer erhöhten Umsatzrate der Nitrifikanten kann die Unterschreitung des Nitrat-Grenzwertes (TVO) nicht gewährleistet werden. Deswegen sollten Versuche mit einer Denitrifikationsstufe angestrebt werden.

Um die Anzahl der Mikroorganismen im Wasser zu begrenzen, ist eine Desinfektionsstufe nachzuschalten. Hierfür werden Versuche mit Flachkollektoren empfohlen. Mit diesen wird das Wasser durch Sonnenstrahlung erhitzt, wodurch eine Keimreduzierung erfolgt. Als Alternative kann die Bestrahlung mit UV-Licht eingesetzt werden, was aber mit höheren Investitions- und Betriebskosten verbunden ist. Die Versuche mit Geräten zur Keimreduzierung sind ebenfalls für die Trübung entscheidend. Wenn in folgenden Analysen keine Reduzierung der Trübung erzielt wird, sind Untersuchungen mit anderen Filtern empfehlenswert. Dabei könnten beispielsweise Filtermatten mit einer Porengröße von 0,4 µm eingesetzt werden (Optimaqua, 2010).

Durch die Anwendung der biologischen Aufbereitungsstufe in der Versuchsanlage ergeben sich bestimmte Fragestellungen hinsichtlich der Umsetzung dieses Verfahrens. Wenn die Anlage beispielsweise vor Ort mit Mikroorganismen beimpft werden soll, ist bei der erstmaligen Beimpfung des Trägermaterials qualifiziertes Personal an Ort und Stelle nötig. Aber auch, wenn das Trägermaterial bewachsen geliefert wird, ist die Frage des Transports zu klären. Weiterhin muss das Personal, welches die Anlage später betreibt, hinsichtlich der Kultivierungsbedingungen eingewiesen werden. Die Milieubedingungen sind für das Wachstum und somit den mikrobiellen Abbau der Wasserinhaltsstoffe entscheidend. Wenn die Umgebungsbedingungen für die Mikroorganismen nicht optimal eingestellt sind, ist eine verminderte Reinigungswirkung der Anlage und somit die Nichteinhaltung der Grenzwerte zu erwarten.

Bei nachfolgenden Versuchen sollte das Prinzip eingehalten werden, dass mehrere Verfahrensstufen dieselben Parameter aus dem aufzubereitenden Wasser entfernen. Beispielsweise erfolgten die Ammonifikation, Nitrifikation und ein Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen über den Filter und den Bioreaktor.

Das bisher in der Versuchsanlage eingesetzte Wasser galt als sehr leicht biologisch abbaubar. Es ist empfehlenswert, Versuche mit Wässern einer schlechteren Wasserqualität durchzuführen, um auch für diese Fälle die Reinigungswirkung der Versuchsanlage zu ermitteln.

Des Weiteren sind die hohen Temperaturen in tropischen Klimazonen zu beachten. Dadurch ergeben sich andere Bedingungen für das Wachstum von Mikroorganismen, so dass das Wasser eine andere biologische Zusammensetzung aufweisen wird.

Ein Scale-Up wurde im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt. Da der sich aus der biologischen Stufe ergebene Durchsatz von theoretischen  $41 \text{ mL h}^{-1}$  sehr niedrig war, ist die Versuchsanlage an die größeren Volumenströme anzupassen. Da mit dem Scale-Up Probleme verbunden sein können, sind die Reinigungswirkungen der angepassten, weiterentwickelten Versuchsanlagen zu prüfen. Beispielsweise können vollkommen andere Strömungen im Bioreaktor auftreten. Anstatt der bisher verwendeten Pfropfenströmung kann aufgrund der Entwicklung von Totzonen ein Rühren notwendig werden. Auch die Filter und das Sedimentationsbecken müssen an neuere Durchsätze angepasst werden. Im Absetzbecken besteht die Möglichkeit, dass sich aufgrund ungünstiger Wasserverteilungen anoxische Zonen und somit Faulprozesse ausbilden.

Bei der Auswahl von Filtermaterialien wird empfohlen, diese auf Verfügbarkeit zu prüfen. Durch den Einsatz der Anlage in Entwicklungsländern oder entlegenen Gebieten ist mit einer schlecht ausgebauten Infrastruktur zu rechnen. Die Verwendung von Sand bringt beispielsweise den Vorteil, dass dieser lokal verfügbar ist.

In den Versuchen zeigte sich, dass eine positive Veränderung der Wasserzusammensetzung durch die Versuchsanlage möglich war. In weiteren Versuchen sind die oben genannten Vorschläge zu untersuchen. Erst nachdem die Versuchsanlage und das Scale-Up mit der geforderten Reinigungswirkung konform sind, können endgültige Aussagen zur Aufbereitungswirkung der Versuchsanlage getroffen und die Versuchsanlage in die Praxis umgesetzt werden.

## **10 Literatur**

### **Aqua Society, 2007**

Aqua Society GmbH: AquaMission – Wassergewinnung aus der Luft.

URL: <<http://www.aqua-society.com/projects/aquamiss.html>>, verfügbar am 20.11.2009

### **Auswärtiges Amt, 2008**

Auswärtiges Amt: Wasser und Sanitärversorgung für alle – Wasser an die Spitze der VN-Agenda setzen.

URL: <<http://www.auswaertiges-amt.de/diplo/de/Aussenpolitik/Themen/EnergieKlima/080925-VN-Wasser,navCtx=269506.html>>, 25.09.2008, verfügbar am 02.11.2009

### **BARTSCH, 2008**

Bartsch, Bernhard: Pictures of the Future, Zukunft der Rohstoffe – Rohstoff Wasser.

URL: <<http://a1.siemens.com/innovation/de/forschungsthemen/industry/wasseraufbereitung/wasseraufbereitung.htm>>, verfügbar am 02.11.2009

### **BBC, 2006**

BBC: New straw to kill disease as you drink.

URL: <<http://news.bbc.co.uk/2/hi/africa/4967452.stm>>, 2006, verfügbar am 03.11.2009

### **Bertelsmann Stiftung, 2009**

Bertelsmann Stiftung: Siemens AG – Safe Water Kiosk – mobile Filteranlagen für eine nachhaltige Wasserversorgung.

URL: <<http://www.csr-weltweit.de/fallstudien/studie/siemens-ag-safe-water-kiosk-mobile-filteranlagen-fuumlr-eine-nachhaltige-wasserversorgung/index.html>>, verfügbar am 02.11.2009

### **chs, 2008**

chs: Maschine soll aus Luft Wasser machen.

In: *Spiegel online*, 23.11.2008.

URL: <<http://www.spiegel.de/wissenschaft/mensch/0,1518,592199,00.html>>, Spiegel Online GmbH, 2008, verfügbar am 17.11.2009

### **DIN 38412 L 26**

DIN 38412 L 26: Abbau- und Eliminationstest für Tenside zur Simulation kommunaler Kläranlagen

**DLO, 2007**

DSW/BMU/BUND: Weltwassertag: Wasser wird zur Mangelware – Trinkwassernotstand im Jahr 2025?

In: *sciencexx*, Das Wissensmagazin.

URL: <<http://www.scinexx.de/wissen-aktuell-6258-2007-03-22.html>>, 22.03.2007, Springer Verlag – MMCD NEW MEDIA GmbH Düsseldorf, verfügbar am 10.11.2009

**EAWAG, 2010**

EAWAG: SODIS; mit einfachen Mitteln zu besserem Trinkwasser in Entwicklungsländern.

URL: <[http://www.helvetas.ch/global/pdf/topic/wasser/0403\\_Sodis\\_D.pdf](http://www.helvetas.ch/global/pdf/topic/wasser/0403_Sodis_D.pdf)>, verfügbar am 10.11.2009

**EDI, 2010**

EDI Exploration Drilling International GmbH: Explorationsbohrung bei EDI mit dem Fluid Finder

URL: <<http://www.edipower.de/index.php5?page=9&lang=0>>, verfügbar am 04.11.2009

**ENERCON, 2009**

ENERCON GMBH: Desalination Systems.

URL: <[http://www.enercon.de/de/\\_home.htm](http://www.enercon.de/de/_home.htm)>, verfügbar am 12.11.2009

**EUGSTER, 2003**

Eugster, Werner; Burkard, Reto: Nebel ist auch Wasser.

In: Wissenschaft und Bergwelt, 11/2003

URL: <[http://www.ipw.agrl.ethz.ch/~eugsterw/publications/pdf/Eugster.2003.DieAlpen\\_79\\_11.pdf](http://www.ipw.agrl.ethz.ch/~eugsterw/publications/pdf/Eugster.2003.DieAlpen_79_11.pdf)>, verfügbar am 19.11.2009

**e. velop, 2007**

(Ab)Wasser ist ein kostbares Gut.

In: *e. velop*, Nr. 48, 1/2007.

URL: <<http://www.bundesregierung.de/Content/DE/Magazine/emags/evelop/048/s4-huber-abwaesser-ist-kostbares-gut.html>>, verfügbar am 12.11.2009

**FGG-Elbe, 2009**

Flussgebietsgemeinschaft Elbe: Trinkwasser.

URL: [http://www.fgg-elbe.de/lernmaterial/nutzung/nutzung\\_trinkwasser.php](http://www.fgg-elbe.de/lernmaterial/nutzung/nutzung_trinkwasser.php); verfügbar am 04.01.2009

**FOCUS, 2003**

Wasserentsalzung durch Sonnenkraft.

In. *FOCUS*, Nr. 12, 2003.

URL: <[http://www.focus.de/finanzen/news/perspektiven-wasserentsalzung-durch-sonnenkraft\\_aid\\_196294.html](http://www.focus.de/finanzen/news/perspektiven-wasserentsalzung-durch-sonnenkraft_aid_196294.html)>, verfügbar am 12.11.2009

**GRAICHEN, 2010**

Graichen, Günter: Der mobile Trinkwassererzeuger Watercone® zum Einsatz in Entwicklungsländern bereit.

Presse- und Informationsamt der Bundesregierung

URL: <[http://www.hanssauerstiftung.de/fileadmin/user\\_upload/Dateien/augustin\\_e.velop.pdf](http://www.hanssauerstiftung.de/fileadmin/user_upload/Dateien/augustin_e.velop.pdf)>, verfügbar am 12.11.2009

**GROMBACH, 1993**

Grombach, Peter; Haberer, Klaus; Merkl, Gerhard et al.: Handbuch der Wasserversorgungstechnik. – 2. Auflage. – München: Oldenbourg, 1993

**HANCKE, 1998**

Hanke, Klaus: Chemie und chemische Verfahrenstechnik. – 4. Auflage. – Berlin: Springer, 1998

**HAUSMANN, 2009**

Hausmann, Johanna: Weltwassertag und EU-Politik.

URL :<<http://www.eu-koordination.de/index.php?page=23&vorlage=fuenfb&id=928>>, verfügbar am 04.11.2009

**HelioTech GmbH, 2010**

HelioTech GmbH: Aus Meerwasser trinkbares Wasser gewinnen: So einfach wie nie.

URL: <<http://www.heliotech.net/index.php/produkte.html>>, verfügbar am 09.11.2010

**HERTWIG, 2007:**

Hertwig, Klaus; Martens, Lothar: Chemische Verfahrenstechnik – Berechnung, Auslegung und Betrieb chemischer Reaktoren. – 1. Auflage – München: Oldenbourg, 2007

**Huber AG-a, 2008**

Hans Huber AG: HUBER Safe Drink® Trinkwasserversorgung.

URL: <<http://www.picatech.ch/upload/Y5feb599X106e52325cbX2dbb/1129216256540/safedrink.pdf>>, 2008, verfügbar am 04.11.2009

**Huber AG-b, 2008**

Hans Huber AG: HUBER-Lösung SafeDrink® für die Gewinnung von Trinkwasser aus Oberflächengewässern

URL: <<http://www.huber.de/de/loesungen/globale-wasserprobleme/safedrinkr.html>>, 2009, verfügbar am 04.11.2009

**JANKE, 2008**

Janke: Hans Dieter; Herrmann, Alexander P.; Britz, Thilo: Umweltbiotechnik – Grundlagen und Verfahren. – 2. Auflage. – Stuttgart: Eugen Ulmer Stuttgart, 2008

**KAMP, 2007**

Kamp, Thomas: Kunststoffe als Problemlöser.

In: *Planet Wissen*.

URL: <<http://www.planet-wissen.de/pw/ArtikelBD138C7854E62E6FE030DB95FBC336A3.html>>, verfügbar am 12.11.2009

**Kindernothilfe, 2010**

Kindernothilfe e.V.: Wasser wird weltweit knapp.

URL: <[http://www.kindernothilfe.de/Rubriken/Themen/Wasser/Hintergrund\\_+Wasser+weltweit+knapp.html](http://www.kindernothilfe.de/Rubriken/Themen/Wasser/Hintergrund_+Wasser+weltweit+knapp.html)>, verfügbar am 18.02.2010

**KLAAS, 2003**

Klaas, Gerd-W.: Lebensmittel, kein Leben ohne Wasser

URL:<<http://www.trinkwasser.de/>>, verfügbar am 02.11.2009

**KRANZ, 2008**

Kranz, Beate: Wasser - der Kampf um das blaue Gold.

In: Hamburger Abendblatt

URL: <http://www.abendblatt.de/wirtschaft/article550375/Wasser-der-Kampf-um-das-blaue-Gold.html>, verfügbar am 04.01.2009

**MAGE SOLAR GMBH, 2009**

MAGE SOLAR GMBH: PowerSol stellt auf der Hannover Messe 2009 MEH System zur Meerwasserentsalzung vor.

URL: <[http://www.magesolar.de/news-presse/artikel/article/trinkwasser-aus-dem-meer.html?tx\\_ttnews%5BbackPid%5D=3&cHash=0b5724aed1](http://www.magesolar.de/news-presse/artikel/article/trinkwasser-aus-dem-meer.html?tx_ttnews%5BbackPid%5D=3&cHash=0b5724aed1)>, verfügbar am 11.11.2009

**MAGE Water Management, 2008**

MAGE Water Management: The Product.

URL: <<http://www.watercone.com/product.html>>, verfügbar am 11.11.2009

**MARTINI, 2005**

Martini, Florian; Siemens AG: Vom Bakteriencocktail zum Lebensspender.

In: *Picture of the Future – Die Zeitung für Forschung und Innovation*.

URL: <[http://w1.siemens.com/innovation/pool/de/Publikationen/Zeitschriften\\_pof/PoF\\_Fruehjahr\\_2005/PoF104art15\\_1262452.pdf](http://w1.siemens.com/innovation/pool/de/Publikationen/Zeitschriften_pof/PoF_Fruehjahr_2005/PoF104art15_1262452.pdf)>, 2005, verfügbar am 11.11.2009

**Masdar City, 2010**

Masdar City: Solare Energiekonzepte – Meerwasserentsalzung.

URL: <<http://www.solites.de/LinkClick.aspx?fileticket=BuyVzWUn5AU%3D&tabid=80&mid=632&language=de-DE>>, verfügbar am 12.11.2009

**MED-CSD, 2010**

MEDCSD-Projekt: Combined solar power and desalination plants: technico-economic potential in Mediterranean Partner countries.

URL: <[http://www.med-csd-ec.eu/img/data/MED-CSD\\_flyer1.pdf](http://www.med-csd-ec.eu/img/data/MED-CSD_flyer1.pdf)>, verfügbar am 12.11.2009

**MUDRACK, 1994**

Mudrack, Klaus; Kunst, Sabine: Biologie der Abwasserreinigung. – 4. Auflage. – Stuttgart: Gustav Fischer, 1994

**MUTSCHMANN, 2007**

Mutschmann, Johann; Stimmelmayer, Fritz, Knaus, Werner: Taschenbuch der Wasserversorgung. – 14. Auflage. – Wiesbaden: Friedrich Vieweg & Sohn, 2007

**nano-a, 2008**

nano: Leuchtdioden sollen Wasser schneller desinfizieren.

URL: <<http://www.3sat.de/dynamic/sitegen/bin/sitegen.php?tab=2&source=/nano/vision/119308/index.html>>, 28.02.2008, verfügbar am 03.11.2009

**nano-b, 2007**

nano: Feine Netze fangen aus Nebel Trinkwasser für Eritrea.

URL: <<http://www.3sat.de/dynamic/sitegen/bin/sitegen.php?tab=2&source=/nano/bstuecke/106182/index.html>>, 3sat, 22.03.2007, verfügbar am 03.11.2009



**nano-online, 2001**

nano-online: Entkeimung von Trinkwasser – Sonne macht verseuchtes Wasser trinkbar.

In: *nano-online*, 26.02.2001.

URL: <<http://www.3sat.de/dynamic/sitegen/bin/sitegen.php?tab=2&source=/nano/astuecke/16132/index.html>>, 3sat, 2001, verfügbar am 03.11.2009

**OBST, 1990:**

Obst, Ursula; Alexander, Irmgard; Mevius, Walter: Biotechnologie in der Wasseraufbereitung. – 1. Auflage. – München: Oldenbourg, 1990

**oekonews.at, 2006**

Erneuerbare Energie zur Meerwasserentsalzung – Sauberes Trinkwasser dezentral und überall.

In: *oekonews.at – Tageszeitung für Erneuerbare Energie und Nachhaltigkeit*, 09.12.2006

URL: <[http://www.oekonews.at/index.php?mdoc\\_id=1018026](http://www.oekonews.at/index.php?mdoc_id=1018026)>, 2006, verfügbar am 04.11.2009

**Optimaqua, 2010**

Optimaqua: FEWATEC CRISTAL.

URL: <[http://www.optimaqua.de/Fewatec\\_Cristal/fewatec\\_cristal.de](http://www.optimaqua.de/Fewatec_Cristal/fewatec_cristal.de)>, verfügbar am 13.01.2010

**PHOTO LOCR, 2009**

locr GmbH: Zwickau.

URL: <<http://de.locr.com/photo-deutschland-sachsen-zwickau-br%C3%BCckenstra%C3%9F-13621158>>, 26.01.2009, verfügbar am 24.02.2010

**PODBREGAR, 2003**

Podbregar, Nadja: Überblick, Das Wichtigste in Kürze.

In: *scienexx*, Das Wissenmagazin.

URL: <<http://www.scinexx.de/dossier-detail-101-2.html>>, 06.06.2003, Springer Verlag Heidelberg – MMCD interactive in science, Düsseldorf, verfügbar am 02.11.2009

**powersol-a, 2009**

PowerSol GmbH: MidiSal 5000: System zur Meerwasserentsalzung.

URL: <[http://www.powersol.de/fileadmin/user\\_upload/DESAL\\_MegaSal\\_5000\\_TIN\\_DAT\\_DE\\_2009-04\\_Vers.1.0.pdf](http://www.powersol.de/fileadmin/user_upload/DESAL_MegaSal_5000_TIN_DAT_DE_2009-04_Vers.1.0.pdf)>, 2009, verfügbar am 12.11.2009

**powersol-b, 2009**

PowerSol GmbH: Desalination Modules and System Components.

URL: <[http://www.solarcaravan.com/systems/file\\_download.aspx?pg=177&ver=11](http://www.solarcaravan.com/systems/file_download.aspx?pg=177&ver=11)>, verfügbar am 12.11.2009

**pro|aqua, 2010**

pro|aqua GmbH & Co. KG: Sedimentation.

URL: <<http://www.pro-aqua.net/Schlammentwaesserung-abtrenn.74.0.html?&C=Deutschland&L=0&cHash=af3795c2fd&mode=detailp&uid=50>>, verfügbar am 04.11.2009

**PR Newswire Europe Ltd.-a, 2010**

PR Newswire Europe Ltd.: Viel versprechende neue Technologie von Procter & Gamble erfolgreich in der Wasseraufbereitung in Entwicklungsländern.

URL: <<http://www.prnewswire.co.uk/cgi/news/release?id=104219>>, verfügbar am 18.02.2010

**PR Newswire Europe Ltd.-b, 2010**

PR Newswire Europe Ltd.: Trinkwasseraufbereitungstechnologie von Procter & Gamble gewinnt ICC/UNDP World Business Award zur Unterstützung der Entwicklungsziele des Milleniums.

URL: <<http://www.prnewswire.co.uk/cgi/news/release?id=124436>>, verfügbar am 05.11.2009

**Procter & Gamble Germany, 2009**

Procter & Gamble: PUR Purifier of Water – ein innovatives Produkt zur Aufbereitung von Wasser.

URL: <[http://www.pg.com/de\\_DE/unternehmen/nachhaltigkeit/gesellschaft/live-lern-thrive/pur/index.shtml](http://www.pg.com/de_DE/unternehmen/nachhaltigkeit/gesellschaft/live-lern-thrive/pur/index.shtml)>, verfügbar am 05.11.2009

**Rosendahl, 2010**

Rosendahl, Wilfried: Das F8-Grundprinzip.

URL: <<http://www.rsdsolar.de/sd/grundprinzip.htm>>, verfügbar am 12.11.2009

**RUNGE, 2008**

Runge, Christian: Coca-Colas Maulwurf in Pakistan.

URL: <[http://technik-in-bayern.de/index.php?id=1503&tx\\_ttnews%5Bpointer%5D=4&tx\\_ttnews%5Btt\\_news%5D=1476&tx\\_ttnews%5BbackPid%5D=1469&cHash=b75140f984](http://technik-in-bayern.de/index.php?id=1503&tx_ttnews%5Bpointer%5D=4&tx_ttnews%5Btt_news%5D=1476&tx_ttnews%5BbackPid%5D=1469&cHash=b75140f984)>, VDI Magazin, Technik in Bayern: Verlag Merkur GmbH, 2008, verfügbar am 04.11.2009

**SCHRÖDER, 2006**

Schröder, Bernd: LifeStraw – Designer-Stohhalm gegen Pathogene, Persönlicher Trinkwasser-Reiniger für Entwicklungsländer.

URL: <<http://www.heise.de/tp/r4/artikel/21/21638/1.html>>, Heinze Zeitschriften Verlag, 2006, verfügbar am 05.11.2009

**SCHWARZBURGER, 2008**

Schwarzburger, Heiko: Mit Licht gegen Viren.

In: *Der Tagesspiegel - online*, 26.04.2008.

URL: <<http://www.tagesspiegel.de/zeitung/Sonderthemen;art893,2519400>>, Der Tagesspiegel GmbH, 2008, verfügbar am 09.11.2009

**Siemens, 2007**

Siemens AG: Wie können Menschen in entlegenen Gebieten mit sauberem Wasser versorgt werden?

URL: <[http://w1.siemens.com/responsibility/de/entwicklung/safe\\_water.htm](http://w1.siemens.com/responsibility/de/entwicklung/safe_water.htm)>, verfügbar am 02.11.2009

**STARK, 2001**

Stark, Jochen; Wicht, Bernd: Dauerhaftigkeit von Beton: der Baustoff als Werkstoff. – 1. Auflage. – Basel: Birkhäuser, 2001

**SZENTPÉTERY, 2006**

Szentpétery, Veronika: Licht für die Welt.

In: *Technology Review*, 12.09.2006.

URL: <<http://www.heise.de/tr/Licht-fuer-die-Welt-/artikel/78030/0/101>>, Heise Zeitschriften Verlag GmbH & Co KG, 2006, verfügbar am 05.11.2009

**TVO, 2001**

Trinkwasserverordnung.

URL: <<http://www.dvgw.de/fileadmin/dvgw/wasser/recht/trinkwvo.pdf>>, verfügbar am 02.11.2009

**UNICEF-a, 2009**

UNICEF: Tod durch verseuchtes Wasser – Täglich sterben 5000 Kinder an Durchfall – Wassermangel trifft die Ärmsten.

URL: <<http://www.unicef.de/6459.html>>, verfügbar am 02.11.2009

**UNICEF-b, 2009**

UNICEF: Äthiopien: sauberes Wasser rettet Leben.

URL: <[http://www.unicef.de/aethiopien\\_wasser.html](http://www.unicef.de/aethiopien_wasser.html)>, verfügbar am 02.11.2009

**UNICEF-c, 2009**

Österreichisches Komitee für UNICEF: 60er Jahre: Wasserpumpe mit Millionenaufgabe

URL: <<http://www.unicef.at/60er.html>>, verfügbar am 02.11.2009

**UNMC-a, 2007**

Die UN Millennium Kampagne Deutschland: Die UN-Millenniumerklärung.

URL: <<http://www.millenniumcampaign.de/index.php?id=26>>, verfügbar am 05.01.2010

**UNMC-b, 2007**

Die UN Millennium Kampagne Deutschland: 7. Entwicklungsziel: Ökologische Nachhaltigkeit.

URL: <<http://www.millenniumcampaign.de/index.php?id=14>>, verfügbar am 05.01.2010

**URBAN, 2009**

Urban, Wilhelm: Enteisung und Entmanganung, Technische Universität Darmstadt. – 13.01.2009,

URL: <[http://www.iwar.tu-darmstadt.de/media/fachgebiet\\_wasserversorgung/skripte\\_2/b\\_vorlesung\\_vortrge/b\\_vorlesung\\_vort\\_kap6.pdf](http://www.iwar.tu-darmstadt.de/media/fachgebiet_wasserversorgung/skripte_2/b_vorlesung_vortrge/b_vorlesung_vort_kap6.pdf)>, verfügbar am 19.11.2009

**WABAG, 1996**

WABAG: Handbuch Wasser. – 8. Auflage. – Essen: Vulkan, 1996

**Wasserfibel, 2010**

Wasserfibel – Welt des Wassers: 100 Millionen Europäer haben keinen Zugang zu sauberem Trinkwasser.

URL: <<http://www.wasserfibel.de/index.php?/Wasserfibel/Magazin/Aus-aller-Welt/100-Millionen-Europ%C3%A4er-haben-keinen-Zugang-zu-sauberem-Trinkwasser>>, verfügbar am 19.11.2009

**WDR, 2005**

WDR Fernsehen: Wie wird Wasser zu Trinkwasser

URL: <[http://www.wdr.de/tv/quarks/sendungsbeitraege/2005/0712/04\\_wasser\\_zu\\_trinkwasser.jsp](http://www.wdr.de/tv/quarks/sendungsbeitraege/2005/0712/04_wasser_zu_trinkwasser.jsp)>, verfügbar am 19.11.2009

**wiwo.de, 2008**

wiwo.de: Brunnenbau – billigeres Wasser.

URL: <<http://www.wiwo.de/service/kontakt/impressum.html>>, ECONOMY.ONE GMBH, Verlagsgruppe Handelsblatt GmbH, 2008, verfügbar am 02.11.2009

**WOLFF, 2005**

Wolff, Philip: Zu schön für diese Welt – Ein simpler Kegel könnte entlegene Regionen mit Trinkwasser versorgen, doch Hilfsorganisationen winken ab.

In: *Süddeutsche Zeitung*, 04. März 2005.

URL: <[http://www.watercone.com/presse/sz/sz\\_wissen04maerz05.jpg](http://www.watercone.com/presse/sz/sz_wissen04maerz05.jpg)>, verfügbar am 02.11.2009

**WRMG, 2007**

Gesetz über die Umweltverträglichkeit von Wasch- und Reinigungsmitteln (Wasch- und Reinigungsmittelgesetz) vom 29. April 2007

**ZEPP, 2009**

Zepp, Roger: Licht für sauberes Wasser.

In: *Projekt Zukunft*, 26.06.2009

URL: <<http://www.dw-world.de/dw/article/0,,4215326,00.html>>, Deutsche Welle, 2009, verfügbar am 05.11.2009

## Anhang 1: Messwerte

In den nachfolgenden Tabellen sind die Messwerte für die einzelnen Untersuchungen des Versuchs 1 (Sedimentationsbecken, Filtrationseinheit und Bioreaktor) sowie des Versuchs 2 (Reinigungswirkung der gesamten Versuchsanlage) aufgeführt.

### Messwerte des Versuchs 1

Tabelle 16: Messwerte für die Untersuchung verschiedener Aufenthaltszeiten im Sedimentationsbecken des Versuchs 1

Parameter	Einheit	0,5 h		1,0 h		2,0 h	
		Zulauf	Ablauf	Zulauf	Ablauf	Zulauf	Ablauf
		Messwert	Messwert	Messwert	Messwert	Messwert	Messwert
Fe	mg L <sup>-1</sup>	0,07	0,07	0,06	0,06	0,05	0,05
Mn	mg L <sup>-1</sup>	0,06	0,06	0,057	0,06	0,04	0,05
NH <sub>3</sub> -N	mg L <sup>-1</sup>	0,49	0,42	0,43	0,33	0,63	0,56
NH <sub>4</sub>	mg L <sup>-1</sup>	0,67	0,54	0,57	0,43	0,82	0,72
NO <sub>3</sub> -N	mg L <sup>-1</sup>	4,01	3,87	4,19	4,11	3,31	3,37
NO <sub>3</sub>	mg L <sup>-1</sup>	17,78	17,12	18,56	18,23	14,66	14,91
NO <sub>2</sub> -N	mg L <sup>-1</sup>	0,04	0,04	0,04	0,03	0,04	0,04
NO <sub>2</sub>	mg L <sup>-1</sup>	0,12	0,13	0,13	0,10	0,13	0,13
PO <sub>4</sub>	mg L <sup>-1</sup>	2,87	3,05	3,02	2,93	3,03	3,12
CSB	mg L <sup>-1</sup>	91,57	96,80	99,67	96,80	96,30	93,23
Gesamt-N	mg L <sup>-1</sup>	13,53	14,02	13,94	13,97	13,10	13,67
GH	°dH	18,60	19,32	19,54	18,89	15,07	14,00
Ca	mg L <sup>-1</sup>	116,50	115,83	121,80	118,60	96,20	88,20
Mg	mg L <sup>-1</sup>	10,23	13,51	12,29	9,73	9,93	9,79
pH	-	8,06 (bei 18,12 °C)	8,12 (bei 17,35 °C)	8,08 (bei 20,05 °C)	8,14 (bei 17,55 °C)	7,86 (bei 17,98 °C)	7,91 (bei 18,41 °C)
LF	µS cm <sup>-1</sup>	752,50 (bei 17,51 °C)	737,50 (bei 17,44 °C)	759,85 (bei 19,60 °C)	752,75 (bei 17,45 °C)	510,20 (bei 18,08 °C)	509,00 (bei 18,22 °C)
O <sub>2</sub>	mg L <sup>-1</sup>	9,36 (bei 18,24 °C)	9,52 (bei 17,76 °C)	9,39 (bei 18,47 °C)	9,65 (bei 17,69 °C)	9,44 (bei 18,98 °C)	9,28 (bei 18,44 °C)

Tabelle 17: Messwerte der Untersuchung der verschiedenen Filteraufbauten des Versuchs 1

Parameter	Einheit	Sand-Filter		Sand-Kies-Filter	
		Zulauf	Ablauf	Zulauf	Ablauf
		Messwert	Messwert	Messwert	Messwert
Fe	mg L <sup>-1</sup>	0,06	0,02	0,07	0,03
Mn	mg L <sup>-1</sup>	0,05	0,04	0,05	0,04
NH <sub>3</sub> -N	mg L <sup>-1</sup>	0,58	0,52	0,58	0,29
NH <sub>4</sub>	mg L <sup>-1</sup>	0,75	1,44	0,75	0,72
NO <sub>3</sub> -N	mg L <sup>-1</sup>	4,31	4,91	4,02	6,05
NO <sub>3</sub>	mg L <sup>-1</sup>	19,05	21,74	17,76	26,68
NO <sub>2</sub> -N	mg L <sup>-1</sup>	0,04	0,15	0,05	0,19
NO <sub>2</sub>	mg L <sup>-1</sup>	0,14	0,49	0,15	0,64
PO <sub>4</sub>	mg L <sup>-1</sup>	3,03	0,36	2,91	0,44
CSB	mg L <sup>-1</sup>	96,97	48,80	94,80	51,37
Gesamt-N	mg L <sup>-1</sup>	13,21	10,03	13,00	10,63
GH	°dH	17,82	14,40	18,04	15,36
Ca	mg L <sup>-1</sup>	114,80	98,40	115,90	104,20
Mg	mg L <sup>-1</sup>	9,26	9,00	8,48	9,00
pH	-	8,09 (bei 16,88 °C)	7,68 (bei 20,73 °C)	8,10 (bei 16,23 °C)	7,80 (bei 20,75 °C)
LF	µS cm <sup>-1</sup>	697,60 (bei 16,90 °C)	606,30 (bei 20,68 °C)	701,60 (bei 16,26 °C)	637,33 (bei 20,73 °C)
O <sub>2</sub>	mg L <sup>-1</sup>	10,10 (bei 17,86 °C)	8,09 (bei 20,70 °C)	10,03 (bei 17,32 °C)	8,60 (bei 20,80 °C)

Tabelle 18: Mittelwerte von 3 Messungen bei der Untersuchung verschiedener Wasserfüllstände im Bioreaktor des Versuchs 1

Parameter	Einheit	Wasserfüllstand 0 %		Wasserfüllstand 50 %		Wasserfüllstand 100 %	
		Zulauf	Ablauf	Zulauf	Ablauf	Zulauf	Ablauf
		Messwert	Messwert	Messwert	Messwert	Messwert	Messwert
Fe	mg L <sup>-1</sup>	0,06	0,04	0,07	0,05	0,05	0,03
Mn	mg L <sup>-1</sup>	0,06	0,03	0,05	0,03	0,05	0,03
NH <sub>3</sub> -N	mg L <sup>-1</sup>	0,66	0,40	0,60	1,12	0,42	0,44
NH <sub>4</sub>	mg L <sup>-1</sup>	0,61	0,51	0,77	1,42	0,55	0,56
NO <sub>3</sub> -N	mg L <sup>-1</sup>	4,41	7,60	4,18	7,27	4,30	7,07
NO <sub>3</sub>	mg L <sup>-1</sup>	19,49	33,63	18,46	32,28	19,04	31,29
NO <sub>2</sub> -N	mg L <sup>-1</sup>	0,05	0,20	0,04	0,28	0,04	0,10
NO <sub>2</sub>	mg L <sup>-1</sup>	0,15	0,66	0,14	0,93	0,13	0,34
PO <sub>4</sub>	mg L <sup>-1</sup>	3,04	2,36	2,97	2,45	2,89	2,36
CSB	mg L <sup>-1</sup>	112,10	42,48	96,80	22,89	94,77	19,15
Gesamt-N	mg L <sup>-1</sup>	14,21	12,92	13,34	9,14	13,98	9,11
GH	°dH	19,69	19,14	17,94	17,02	20,62	21,48
Ca	mg L <sup>-1</sup>	121,60	120,40	114,90	111,90	125,70	133,30
Mg	mg L <sup>-1</sup>	11,44	8,26	2,91	3,00	12,98	12,05
pH	-	8,11 (bei 18,60 °C)	8,17 (bei 20,95 °C)	8,08 (bei 17,26 °C)	7,65 (bei 20,10 °C)	8,09 (bei 18,34 °C)	8,29 (bei 20,67 °C)
LF	μS cm <sup>-1</sup>	767,62 (bei 17,30 °C)	643,70 (bei 21,03 °C)	686,67 (bei 17,21 °C)	721,17 (bei 20,03 °C)	792,1 (bei 18,49 °C)	815,7 (bei 20,77 °C)
O <sub>2</sub>	mg L <sup>-1</sup>	9,67 (bei 17,99 °C)	8,45 (bei 21,13 °C)	9,87 (bei 18,08 °C)	6,83 (bei 20,17 °C)	9,56 (bei 18,69 °C)	7,86 (bei 20,87 °C)



## Messwerte des Versuchs 2

Tabelle 19: Mittelwerte von 9 Messungen der Reinigungswirkung der gesamten Versuchsanlage des Versuchs 2

Parameter	Einheit	Versuchsanlage	
		Zulauf	Ablauf
		Messwert	Messwert
Fe	mg L <sup>-1</sup>	0,10	0,08
Mn	mg L <sup>-1</sup>	0,09	0,03
NH <sub>3</sub> -N	mg L <sup>-1</sup>	0,60	0,21
NH <sub>4</sub>	mg L <sup>-1</sup>	0,77	0,26
NO <sub>3</sub> -N	mg L <sup>-1</sup>	4,82	7,29
NO <sub>3</sub>	mg L <sup>-1</sup>	21,36	32,29
NO <sub>2</sub> -N	mg L <sup>-1</sup>	0,03	0,04
NO <sub>2</sub>	mg L <sup>-1</sup>	0,08	0,13
PO <sub>4</sub>	mg L <sup>-1</sup>	2,90	0,61
CSB	mg L <sup>-1</sup>	97,28	14,54
BSB <sub>5</sub>	mg L <sup>-1</sup>	84,38	3,56
Gesamt-N	mg L <sup>-1</sup>	15,77	7,92
GH	°dH	18,08	18,15
Ca	mg L <sup>-1</sup>	115,69	114,61
Mg	mg L <sup>-1</sup>	10,91	13,62
pH	-	7,90 (bei 19,3 °C)	8,22 (bei 19,20 °C)
LF	µS cm <sup>-1</sup>	723,06 (bei 18,9 °C)	773,94 (bei 19,10 °C)
O <sub>2</sub>	mg L <sup>-1</sup>	10,47 (bei 19,20 °C)	9,08 (bei 19,10 °C)
Trübung	NTU	11,49	4,53
Gesamtkeimzahl	Zellzahl mL <sup>-1</sup>	4,95 10 <sup>5</sup>	7,40 10 <sup>5</sup>
Zahl der Enterobacteriaceae	Zellzahl mL <sup>-1</sup>	4,76 10 <sup>5</sup>	4,37 10 <sup>5</sup>

## Anhang 2: Produktübersicht

In den nachfolgenden Tabellen sollen ausgewählte Produkte vorgestellt werden, die zur Trinkwassergewinnung eingesetzt werden können. In Tabelle 20 werden zwei Membranfilter mit ihren Eigenschaften gegenübergestellt.

Tabelle 20: Membranverfahren zur Trinkwassergewinnung

Merkmal	SkyHydrant	Memcor AXIM System
Hersteller	Siemens Water Technologies (Siemens, 2007)	Siemens Aktiengesellschaft (Martini, 2005)
Allgemeines	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Membranfilter (Siemens, 2007)</li> <li>- Abbildung 74 eine Darstellung des SkyHydranten zeigend</li> <li>- Porendurchmesser: 0,1 µm</li> <li>- Abtrennung von Verunreinigungen und Krankheitserregern</li> <li>- Großanlagen: 100 bis 1000 Membranbündel (Bartsch, 2008)</li> <li>- unproblematischer Transport, Installation, Betrieb (Siemens, 2007)</li> <li>- einfache Reinigung des Gerätes für Kleinanlagen</li> <li>- Großanlagen: Reinigung über Rückspülen (Bartsch, 2008)</li> <li>- Wartungsarbeiten im Dorf selbst mit geringen Mitteln</li> <li>- Lebensdauer der Filter: 7 bis 10 Jahre</li> </ul> <p>Water Safe Kiosk®: 4 zusammengefasste SkyHydrant Filtermodule (Trinkwasserversorgung von 2'500 Menschen)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Membranfilter</li> <li>- Einbau mehrerer Module möglich</li> <li>- Entfernung tierischer Einzeller, Bakterien, Algen, andere Einzeller</li> <li>- Porendurchmesser: 0,1 µm (Martini, 2005)</li> <li>- keine vollständige Entfernung aller Viren → Desinfektion nötig</li> <li>- Reinigung der Membranen über Rückspülung</li> <li>- chemische Reinigung alle vier bis sechs Wochen</li> <li>- weiteres Produkt von Siemens: Tauchsieder mit keimtötender Wirkung, auch mit Solarzellenbetrieb in Entwicklungsländern möglich, Nutzung eines UV-Systems für Keimabtötung (Martini, 2005)</li> </ul>
Einsatz	in entlegenen Gebieten (Siemens, 2007)	kommunale Wasserversorger, Industrie (Martini, 2005)
Kosten	<ul style="list-style-type: none"> <li>- geringer Energieverbrauch, geringe Kosten, kein Chemikalieneinsatz (Siemens, 2007)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Membrananlagen im Vergleich zu herkömmlichen Anlagen teilweise höhere Anschaffungskosten</li> <li>- niedrigere Unterhaltskosten und ge-</li> </ul>

		ringerer Energieverbrauch wie bei- spielsweise Destillationstechnik - geringer Chemikalieneinsatz (Mar- tini, 2005)
Versorgung	- $>10 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ (Siemens, 2007) - Versorgung von 500 bis 1000 Menschen (Bertels- mann Stiftung, 2009)	- $100 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ (Martini, 2005)



Abbildung 74 SkyHydrant von Siemens Water Technologies zur Trinkwassergewinnung

Abbildung 74 zeigt einen SkyHydrant in Betrieb. Über einen Wasserschlauch wird das aufzubereitende Wasser in den SkyHydrant (weißer langer Behälter) geleitet. Nachdem das Wasser über die Membrantechnik aufbereitet wurde, wird es über einen weiteren Schlauch in einen Wassertank (silberfarbiger Behälter) geführt.

In der nachfolgenden Tabelle wird ein Filter aufgeführt, der aus verschiedenen Filtermaterialien besteht. Mit diesem Gerät ist mittels der Filtration nicht nur eine Abtrennung von Schwebeteilchen, sondern auch eine Desinfektion durch ein desinfizierendes Harz möglich.

Tabelle 21: Filter aus verschiedenen Materialien

Merkmal	LifeStraw®
Hersteller	Vestergaard-Fransen-Gruppe (Schröder, 2006), dänisches Unternehmen (BBC, 2006)
Allgemeines	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Länge der Filterröhre: 31 cm, Gewicht der Filterröhre: 160 g (Lauterer, 2007), Material: Plastik (BBC, 2006)</li> <li>- zweistufiges Filtersystem</li> <li>- desinfizierendes Harz (Puro Tech Disinfection Resin), Iod und Aktivkohle beinhaltend (Schröder, 2006)</li> <li>- textilen Filtermaterials: Porenweite von 100 µm bis 500 µm</li> <li>- Befreiung des Wassers von Sedimenten, Schwebeteilchen durch Filtration (Schröder, 2006)</li> <li>- Abtötung der Bakterien durch desinfizierenden Filter, Abtrennung der Parasiten und Geschmacksverbesserung durch Aktivkohle, Abtrennung pathogener Keime aus Wasser</li> <li>- keine Wirkung auf Schwermetalle (Arsen), Fluoride oder Öle</li> <li>- wirkungslos gegen Iod unempfindliche Sporen (Sporen <i>Giardia lamblia</i>)</li> </ul>
Einsatz	vordergründig in Entwicklungsländern
Kosten	- 2,50 € (Schröder, 2006)
Versorgung	- Filterung von 700 L



Abbildung 75 Darstellung des LifeStraw  
(Schröder, 2006)

Abbildung 75 stellt den LifeStraw allgemein dar, währenddessen Abbildung 76 ein Beispiel für die Anwendung des LifeStraw zeigt.



Abbildung 76 Eine Frau bei Benutzung des LifeStraw  
an einer Wasserquelle  
(Schröder, 2006)

In der sich anschließenden Tabelle wird der Watercone<sup>®</sup> vorgestellt. Dabei handelt es sich um ein Produkt, das ohne Chemikalien oder Anlagentechnik auskommt.

Tabelle 22: Destillationsverfahren ohne komplizierte Anlagentechnik

Merkm <sup>al</sup>	Watercone <sup>®</sup>
Hersteller	Entwickler und Industrial-Designer Stephan Augustin, Produktionspartner ZELTEC Engineering aus Köln (Graichen, 2010)
Allgemeines	<ul style="list-style-type: none"> <li>- durchsichtiger Kunststoffkegel mit einer bauchigen Form (Graichen, 2010)</li> <li>- wartungsfrei</li> <li>- Aufstellung auf Boden oder schwimmend auf ruhigem Wasser</li> <li>- über thermische Destillation von Salzen und eventuellen Schwermetallen gereinigt (FOCUS, 2003) durch Sonneneinstrahlung und Kondensation</li> <li>- Durchmesser von 60 cm bis 80 cm (FOCUS, 2003)</li> </ul>
Einsatz	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Entwicklungsländer, Trocken- oder Katastrophengebiete (Graichen, 2010)</li> <li>- Kegel vollkommen mobil, Einsatz in Überschwemmungsgebieten, verunreinigten Tümpeln (Kamp, 2007)</li> </ul>
Kosten	50 US-\$ (FOCUS, 2003) bzw. 90 €, verwendete Material Makrolon → erheblicher Kostenfaktor → extremen Bedingungen standhalten (Klima) (Wolff, 2005) → Durchsichtigkeit und Unzerbrechlichkeit (Graichen, 2010)
Versorgung	1,5 L d <sup>-1</sup> Trinkwasser pro Kegel Lebensdauer von 5 Jahren (Graichen, 2010)



Abbildung 77 Watercone<sup>®</sup> im Einsatz über einem aufgeschwemmten Boden (MAGE Water Management, 2008)

Abbildung 77 zeigt den Watercone im Einsatz.

In der folgenden Tabelle werden Destillationsanlagen zur Trinkwassergewinnung aus Meer- und Brackwasser vorgestellt.

Tabelle 23: Destillationsanlagen

<b>Merkmal</b>	<b>MidiSal 5000</b>	<b>HelioTech Solar Desalination System</b>
Hersteller	TiNOX GmbH, Systempartner Power-Sol GmbH (MAGE SOLAR GMBH, 2009)	HelioTech GmbH
Allgemeines	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Destillation zur Meerwasserentsalzung durch Sonneneinwirkung oder Abwärme, anschließende Kondensation (MAGE SOLAR GMBH, 2009, Masdar City, 2010)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Verdampfen, Kondensation und Abkühlung (HelioTech GmbH, 2010) unter ausschließlicher Nutzung solarer Energie</li> <li>- Abtöten von Keimen</li> </ul>
Einsatz	Rohwasser: trübungsfreies Meer- und Brackwasser, Wasser aus verunreinigten Brunnen (powersol-a, 2009)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Rohwasser: Meerwasser (HelioTech GmbH, 2010)</li> <li>- Dörfer, Gemeinden, Hotel- und Ferienanlagen, kommunale Wasserversorger, in Katastrophengebieten (HelioTech GmbH, 2010)</li> </ul>
Kosten	-	5000 € (HelioTech GmbH, 2010)
Versorgung	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 25 L m<sup>-2</sup> pro Tag (MAGE SOLAR GMBH, 2009)</li> <li>- 1'000 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> bis 10'000 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> (powersol-b, 2009)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 50 L d<sup>-1</sup></li> <li>- für höhere Produktion Zusammenschaltung mehrerer Module möglich</li> </ul>
Besonderes	<ul style="list-style-type: none"> <li>- einfache Wartung mit geringem Aufwand</li> <li>- keine Vorbehandlung des Meerwassers (MAGE SOLAR GMBH, 2009)</li> <li>- Grundfläche Hauptgerät: 2,44 m x 6,06 m (powersol-b, 2009)</li> <li>- Gewicht für Transport: 5300 kg</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- keine chemische oder mechanische Nachbehandlung nötig</li> <li>- Maße Breite x Höhe x Tiefe 2,2 m x 2,0 m x 1,9 m</li> <li>- Gewicht: 250 kg</li> </ul> <p>Bestätigung der Trinkwasserqualität vom Forschungszentrum für Bräu- und Lebensmittelqualität an der TU München (HelioTech GmbH, 2010)</p>

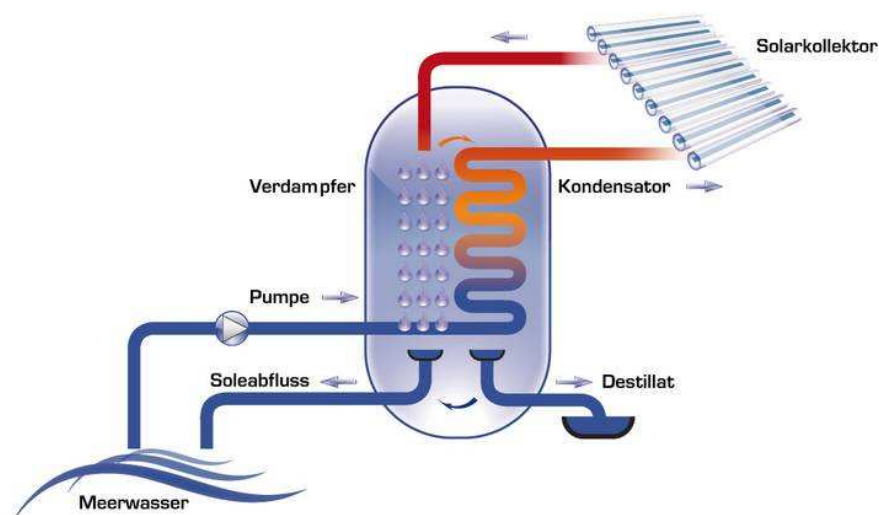


Abbildung 78 Schematische Darstellung der MidiSal Anlage

Abbildung 78 zeigt das allgemeine Prinzip unter Anwendung der Destillation zur Herstellung von Trinkwasser am Beispiel der MidiSal Anlage.

Neben den bereits vorgestellten Unternehmen, welche Anlagen zur Aufbereitung von Rohwasser mithilfe der Destillation entwickelt haben, gibt es noch weitere Hersteller für Destillationsanlagen, wie die Ingenieurgesellschaft Lahmeyer. In der Anlage werden Windenergie und Entsalzungsverfahren miteinander kombiniert, wobei die Energie für die Wasseraufbereitung durch eine kleine Windturbine geliefert wird. Bei Windstille erfolgt die Energieversorgung über einen Dieselgenerator. Auch Synlift Systems GmbH bietet Wasseraufbereitungsanlagen an, welche auf der Kombination von Windenergie und Meerwasserentsalzung basieren. Neben Windenergie kann die Versorgung auch über das öffentliche Versorgungsnetz oder von unabhängigen Systemen, wie Batterien und Dieselgeneratoren, erfolgen. Vorteilhaft ist bei dieser Anlage die Überlegung, durch die Windkraftanlage produzierte überschüssige Energie in das öffentliche Versorgungsnetz einzuspeisen. Das Unternehmen Enercon entwickelte Anlagen, in denen neben der Verdampfungsmethode die Umkehrosmose angewendet wird. Eine Vorbehandlung des Meerwassers ist bei diesen Anlagen allerdings aufgrund der Verschmutzungsanfälligkeit der Membranen nötig. (oekonews.at, 2006) Auch Rosendahl-Flachkollektoren können für die Trinkwasserproduktion, vorzugsweise aus Meer- oder Brackwasser, durch Ausnutzung der Sonnenenergie angewendet werden (Rosendahl, 2010). Zu dieser Thematik der Trinkwassergewinnung durch Meerwasserentsalzung mittels UV-Strahlung gibt es ein gefördertes, internationales Projekt MED-CSD der Europäischen Kommission –DG Research. In diesem Projekt soll das Potential des Verfahrens untersucht werden, in dem neben Trinkwasser auch Strom produziert werden soll (MED-CSD, 2010).

Die folgende Tabelle stellt die Eigenschaften eines Verfahrens zur Trinkwassergewinnung vor, bei dem lediglich durch die Zugabe von Chemikalien Reaktionen stattfinden. Dadurch ausfallende Verbindungen werden über eine Tuchfiltration aus dem Wasser entfernt.

Tabelle 24: Anwendung chemischer Substanzen für die Trinkwassergewinnung

<b>Merkmal</b>	<b>PuR® Water Purifier</b>
Hersteller	- Entwicklung von Procter & Gamble Health Science Institute
Allgemeines	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Reduzierung der Viren, Parasiten und pathogenen Keimen im Wasser</li> <li>- Einsatz derselben Substanzen wie in Großanlage in einem Aufreißbeutel</li> <li>- Reaktion zwischen chemischen Substanzen und Verunreinigungen im Wasser</li> <li>- Filtration des Wassers durch ein Tuch (PR Newswire Europe Ltd.-a, 2010)</li> <li>- Abtrennung von Schmutzstoffen, Parasiten, Bakterien, Viren und Schwermetallen (Procter &amp; Gamble GmbH, 2009)</li> </ul>
Einsatz	Anlage für den Haushalt (PR Newswire Europe Ltd.-b, 2010)
Kosten	gering (PR Newswire Europe Ltd.-b, 2010)
Versorgung	- Aufbereitung von 10 L Wasser mit einem Beutel (Procter & Gamble GmbH, 2009)
Besonderes	- klinische Studien in Guatemala, Kenya und Liberia mit Ergebnis bis zu 90 % weniger Durchfallerkrankungen mit PuR®

In der nachfolgenden Tabelle werden Geräte bzw. Materialien aufgeführt, mit denen es möglich ist, aus der Luft Trinkwasser zu gewinnen. Dabei wird die Luft auf den Taupunkt abgekühlt, so dass Kondensat gebildet wird.




Tabelle 25: Trinkwasser aus Kondensatbildung

<b>Merkmal</b>	<b>AquaMission</b>	<b>Watermill</b>	<b>Netze</b>
Hersteller	Aqua Society GmbH (Aqua Society, 2007)	Element Four	-
Allgemeines	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ansaugen der Luft über Maschinen</li> <li>- Entstehung von Kondenswasser durch Abkühlung der Luft auf Taupunkt</li> <li>- Sammlung, Filtrierung und Mineralisierung des Kondenswassers</li> <li>- Endprodukt reines, den WHO-Anforderungen entsprechendes Trinkwasser (Aqua Society, 2007)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Einbau von Filtern für Reinigung der Luft von Staub und Schmutz</li> <li>- nach Filterung der Luft Kondensation erfolgreich</li> <li>- anschließend Aktivkohlefilter und UV-Desinfektionsanlage</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Aufspannen eines Netzes im 90 °-Winkel zur Windrichtung</li> <li>- Nebel vom Wind durch Netz gedrückt</li> <li>- Hängenbleiben feinsten Tröpfchen am Gewebe</li> <li>- durch dreieckige Form der einzelnen Maschen feinste Tröpfchen zu größeren formierend</li> <li>- günstigster Fall: Gewebe Nebel 50 % der Feuchtigkeit entziehend (nano-b, 2007)</li> </ul>
Kosten	-	- ca. 1200 \$ (chs, 2008)	-
Versorgung	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 6000 L d<sup>-1</sup> unter günstigen Bedingungen</li> <li>- Nutzung der Abwärme zur Stromversorgung (Aqua Society, 2007)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 12 L d<sup>-1</sup></li> <li>- Luftfeuchtigkeit über 30 % für effektiven Betrieb</li> <li>- Einsatz in heißen Wüstenländern uneffektiv</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 17 L d<sup>-1</sup> bis 24 L d<sup>-1</sup> pro m<sup>2</sup> Nebelnetzes (Eugster, 2003)</li> <li>- Rohre als Transportleitungen von den Bergen in die Zisternen eines Dorfes (nano-b, 2007)</li> <li>- Achtung bei Schadstofffracht im Nebel (Eugster, 2003)</li> </ul>

In der sich anschließenden Tabelle werden zwei Verfahren der Trinkwasserdesinfektion vorgestellt.

Tabelle 26: Desinfektion von Trinkwasser

Merkmal	SODIS	UV-Laserdiode
Hersteller	Solar Water Disinfection geht auf Mikrobiologie-Professor Aftim Acra zurück (EAWAG, 2010)	- erste blaue Laserdiode von Shuji Nakamura in 1990er Jahren (Lauterer, 2007)
Allgemeines	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Befüllung transparenter PET-Flaschen mit Wasser</li> <li>- Legen dieser befüllten Flaschen für 6 h in die Sonne</li> <li>- Verringerung von Bakterien und Viren um 99,99 % durch die UV-A-Strahlen und erhöhte Wassertemperatur</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Kombination eines Filters mit UV-LEDs, in Schlauch eingesetzt</li> <li>- Aufsetzen des Speziialschlauches auf ein Trinkgefäß, Aufbereitung des durchgeleiteten Wassers (Lauterer, 2007)</li> </ul>
Einsatz	Schätzungen: Anwendung von ungefähr 500'000 Menschen (EAWAG, 2010)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Lebensdauer LEDs: 10'000 h bis 100'000 h (nano-a, 2008)</li> <li>- mögliche Unabhängigkeit von der externen Stromversorgung durch Betrieb mit Solarelementen oder Batterien (Zepp, 2009)</li> </ul>
Kosten	-	ca. einen Dollar (Szentpétery, 2006)
Versorgung	lediglich für die Desinfektion in Haushalten (EAWAG, 2010)	- Versuchsmodell: wissenschaftliche Belegung der Wirkung der UV-LEDs
Besonderes	 <p>Abbildung 79 Zur Entkeimung in die Sonne gelegte, mit Wasser befüllte PET-Flaschen nach dem SODIS-Verfahren (EAWAG, 2010)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- UV-LEDs: geringes Gewicht, große Effizienz (Szentpétery, 2006)</li> <li>- für Wasserdessinfektion: Strahlung mit UVC-Strahlung, Wellenlänge von 100 nm bis 280 nm</li> <li>- keine Vermehrung der Mikroorganismen durch Aufbrechen der Bindungen im Erbgut durch Energie der UV-Photonen (Schwarzburger, 2008)</li> </ul>

In der folgenden Tabelle ist das Beispiel einer Komplettanlage aufgeführt, die an verschiedene Wasserarten angepasst werden kann. Bei der Aufbereitung werden Chemikalien und Chlor eingesetzt, was mit einer komplizierteren Anlagentechnik verbunden sein kann.

Tabelle 27: Komplettanlage zur Trinkwasseraufbereitung

<b>Merkmal</b>	<b>SafeDrink®</b>
Hersteller	Unternehmen Hans Huber AG
Allgemeines	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Rohwasser: Oberflächenwasser aus verschiedenen Wasserarten mit Trübstoffen, Pestiziden, Krankheitserregern sowie giftigen Verbindungen und anderen Schadstoffe</li> <li>- Qualität des mit dem Safe Drink® aufbereiteten Wassers besser als die Qualitätsempfehlung der WHO (Huber AG-a, 2008)</li> </ul>
Einsatz	Oberflächenwasser: Einsatz von Flüssen, Bächen, Seen und Teiche (Huber AG-b, 2009)
Kosten	-
Versorgung	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Trinkwasserproduktion: <math>10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}</math></li> <li>- mit Durchsatz: Versorgung von 120 Millionen Menschen mit Trinkwasser (Huber AG-b, 2008)</li> </ul>
Besonderes	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Wahl aus verschiedenen Verfahrenstechnologien der Wasseraufbereitung je nach Rohwasserqualität</li> <li>- mechanische Reinigung über Rechen, Oxidationsreaktionen (Eisen, Mangan, Stickstoffverbindungen)</li> <li>- Flockungsvorgang mit Chemikalienzugabe</li> <li>- Sedimentation der ausgefällten Bestandteile im Absetzbecken</li> <li>- Trennung noch nicht abgesetzter Stoffe aus dem Wasser im Sandfilter</li> <li>- Desinfektion mit Ozon</li> <li>- Ozonerzeugungsanlage für Vor-Ort-Synthese aufgrund großer Reaktionsfähigkeit, Instabilität und geringer Lagerfähigkeit von Ozon</li> <li>- Aktivkohlefilter nach Ozonung zur Entfernung restlicher Biomasse und organischer Stoffe</li> <li>- Einsatz von Chlor gegen eine Wiederverkeimung des Trinkwassers in den Leitungen für Netzschutz, gesamte Desinfektion über die Chlorung möglich (Huber AG-a, 2008)</li> </ul>

## **Erklärung**

Ich erkläre, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Literatur und Hilfsmittel angefertigt habe.

Zwickau,